



HAL
open science

Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles.

Véronique Beaujouan

► To cite this version:

Véronique Beaujouan. Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles.. Sciences du Vivant [q-bio]. Ecole Nationale Supérieure Agronomique, 2001. Français. NNT : . tel-02828976

HAL Id: tel-02828976

<https://hal.inrae.fr/tel-02828976>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

N° d'ordre : 2001-5

N° de série : D 35

THÈSE

présentée devant

L'ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE DE RENNES

POUR OBTENIR LE TITRE DE DOCTEUR DE L'ENSAR

Mention : Sciences de l'Environnement

par

Véronique BEAUJOUAN

**Modélisation des transferts d'eau et d'azote
dans les sols et les nappes.
Développement d'un modèle conceptuel distribué.
Applications à de petits bassins versants agricoles.**

Préparée au laboratoire de Spatialisation Numérique, ENSAR

soutenue le 23 mars 2001 devant le jury :

MM.	G. Billen	Professeur, Univ. P. et M. Curie, Paris	Rapporteur
	J.P. Gaudet	Ingénieur de recherches, LTHE, Grenoble	Rapporteur
	B. Mary	Directeur de recherches, INRA, Laon	Examineur
	P. Durand	Chargé de recherches, INRA, Rennes	Examineur
	E. Persoons	Professeur, UCL, Louvain la Neuve (Belgique)	Examineur
	P. Aurousseau	Professeur, ENSAR, Rennes	Directeur de thèse

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de thèse est le résultat d'un travail réalisé à l'Unité Mixte de Recherche Sol Agronomie et Spatialisation ENSAR-INRA (UMR SAS) à Rennes en France, en collaboration avec le laboratoire de Génie Rural (GERU) de l'Université Catholique de Louvain à Louvain-la-neuve en Belgique.

Il a été encadré par Pierre Arousseau (ENSAR), Patrick Durand (INRA Rennes), Laurent Ruiz (INRA Quimper) et Etienne Persoons (GERU).

Ce travail a été suivi par un comité de pilotage composé de Chantal Gascuel (INRA Rennes), Georges-Marie Saulnier (LTHE Grenoble) et Marnik Vanclooster (GERU).

Cette thèse a été financée par une bourse doctorale de la Région Bretagne.

REMERCIEMENTS

Il est évidemment bien difficile de remercier chacun pour chaque chose qu'il a faite au cours de ma thèse, et même si la liste qui suit est déjà longue il m'a fallu faire un choix et mettre plus ou moins les gens dans des cases. Pardon d'avance pour ceux qui se sentent mal « étiquetés », ou pour ceux que j'aurais malencontreusement oubliés...

Merci aux « scientifiques », des équipes de Rennes-Quimper, de Louvain-la-neuve et d'ailleurs qui tour à tour m'ont encadrée, conseillée, déstabilisée, encouragée, forgé le caractère, ou qui ont jugé et valorisé mon travail : Pierre Aourousseau, Laurent Ruiz, Jérôme Molénat, Etienne Persoons, Marnik Vanclooster, Gilles Billen, Jean-Paul Gaudet, Bruno Mary, Georges-Marie Saulnier, Chantal Gascuel, Philippe Mérot, Christian Walter...

Merci plus particulièrement à Patrick Durand, pour sa confiance, son attention, la liberté qu'il m'a laissée, sa gentillesse, ses encouragements, ses idées... C'est dur d'être synthétique et de devoir me limiter !!

Merci aux relecteurs et correcteurs de mon manuscrit, surtout Odile, Christophe et Jérôme. Merci à tous ceux qui ont assisté aux répétitions de ma soutenance et qui m'ont donné de si bons conseils, notamment Christian et ses qualités de pédagogue.

Merci à tous les stagiaires avec qui j'ai travaillé, qui ont mis beaucoup d'ambiance et qui ont m'ont beaucoup apporté au niveau humain : Tiphaine, Gérald, Gilles, Yanis, Yvan, Igor, Mathias, Benoît et Samuel. Ils ont aussi bien évidemment fait avancer les choses, que ce soit au niveau de l'application de TNT ou au niveau de l'informatique (je n'ose pas imaginer le bric à brac que serait le code de TNT sans leur organisation plus rigoureuse de la programmation). A ce propos, merci aussi aux informaticiens presque sans faille du labo : Hervé, Salim et Thierry (il est où déjà le fichier caché??).

Merci à toute l'équipe de l'UMR SAS de Rennes et de Quimper, pour l'ambiance, la bonne humeur, et le déroulement du travail. Si j'ai pu faire de la modélisation, c'est bien sûr grâce à toutes les données qui avaient été collectées sur les bassins versants : merci donc à tous ceux qui les ont rassemblées et qui m'ont permis de les utiliser (là j'abandonne, la liste est tellement longue que je ne veux pas prendre le risque d'oublier quelqu'un : je vous laisse donc le soin de vous reconnaître !).

Merci aux thésards, stagiaires, voisins de bureau, pour leurs apports de tous les jours, les pique-nique et les soirées passées ensemble : Virginie et son « génial !!!! », Mathieu et son diplôme de maître nageur, Camille et sa gentillesse, Camille et sa douceur, Solenne et ses idées, Frédéric et ses petits plats, Jean et ses inventions, Frédéric et l'AFESjeunes, Vincent et ses discussions de foot, Jérôme et ses discussions de foot, Miguel et ses discussions de foot, Marie-Odile et son pouvoir communicatif de

concentration, Charlotte et les carottes (j'ai hésité avec biscottes, c'est juste pour la rime...), Bernard et le cinéma, Noélie et Faustin et leur gratin de chicon, Péou et le C++, Thibault et le badminton, Nadia, Taieb et Raouf pour leurs pâtisseries, Valérie et sa super idée de week-end à Ouessant, Florence et ses récits de vacances, Christophe et ses discussions, Raphaël et le Mule...

Merci aux amis de tous horizons, qui m'ont détendue et encouragée, mais que je ne peux sans doute pas tous citer : Céline-ma-sœur-de-Rennes et David, Gilles et Virginie, Miguel et Luli, Nathalie et Armel, Ivan et Emmanuelle, Virginie et Cyril, Marion et Frédéric, Pierre-Yves et Marine, Catherine et Christophe, Anne-Claire et David, Virginie, Julie et Wilfried, Hervé et Katell, Claude et Clara, Rachel, Claudine... Merci aussi à tous les bébés et enfants qui ont égayé et animé les barbecues, raclettes, soirées champignons, baby-sitting, camping, vacances, baignades... : Marie, Camila, Diran, Zoé, Basile, Aloël, Ophélie, Pierre, Armando...

Merci plus particulièrement à Laurent, entre autres pour une discussion un soir d'été à la terrasse d'un café puis devant un confit et des patates, sans qui j'avoue que j'aurais « humainement » abandonné au beau milieu de la thèse. Merci aussi de m'avoir donné un peu plus confiance en moi (si si, ça marche !).

Enfin, merci à ma famille de m'avoir laissé assez de liberté pour toujours choisir ce que je voulais faire, et pour m'avoir pardonné mon manque de disponibilité.

Merci à Hélène pour son dynamisme, sa joie de vivre, sa présence, pour avoir su me rappeler qu'il y a des choses tellement plus importantes qu'une thèse dans la vie et pour être toujours ma petite sœur adorée...

Enfin, merci à Guillaume, pour tous les moments passés, présents et futurs.

RÉSUMÉ

L'évaluation des actions de reconquête de la qualité de l'eau, notamment en ce qui concerne les pollutions azotées, dans le temps et en amplitude, peut passer par une étape de modélisation. Des hypothèses de fonctionnement des bassins versants ont ainsi été posées, par une conceptualisation des compartiments et chemins importants pour le transfert d'eau et de solutés, mis en évidence par l'expérimentation. Un modèle hydrologique, TNT, a été développé, pour y intégrer par la suite les transferts et transformations d'azote. TNT est un modèle distribué à mailles régulières carrées, basé sur des hypothèses simples : écoulements gouvernés par la topographie, cascade de réservoirs capacitifs, conductivité hydraulique liée à la profondeur...

Divers tests de TNT ont été effectués : sensibilité aux paramètres, à la géométrie du milieu, au type de construction du réseau de drainage ; simulation du débit, de la profondeur de la nappe, des chemins de l'eau... Le domaine de validité de TNT regroupe les petits bassins versants agricoles, aux sols relativement perméables sur substrat imperméable, avec une nappe peu profonde, en climat tempéré humide. TNT a été appliqué sur le bassin versant de Kervidy (Morbihan), et sur des petits bassins virtuels simples, aux géomorphologies contrastées.

Après intégration de différents modules de transferts et transformations d'azote, TNT a été utilisé pour chercher à répondre à trois grands types de questions. L'influence de la localisation des cultures sur les flux d'azote a été étudiée. Les résultats de simulations simples, par couplage avec le modèle agronomique STICS, suggèrent que l'interposition d'une culture sous-fertilisée entre la rivière et une culture sur-fertilisée permet de limiter la pollution de la rivière, par une récupération par la culture sous-fertilisée, d'azote lessivé sous la culture sur-fertilisée. Les temps de transfert au sein d'un versant ont ensuite été simulés. Le versant étudié présente une forte inertie face aux transferts d'azote, et le modèle est sensible à la localisation de la fertilisation. Enfin, le lien entre géomorphologie et dénitrification a été étudié, ce qui a permis de vérifier la capacité de TNT, d'une part de permettre l'intégration de transformation d'azote, et, d'autre part, de fournir des réponses spatiales différentes selon les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants.

L'utilisation de TNT pour la caractérisation de bassins versants peut être envisagée, mais, au stade actuel de son développement, TNT doit être considéré comme un modèle d'analyse et d'aide à la recherche et non comme un modèle opérationnel de prédiction. Il est donc à utiliser avec précaution, pour répondre à des questions précises, dans un cadre de recherche et d'analyse de scénarios.

MOTS CLÉS

Modèle hydrologique conceptuel distribué, bassin versant agricole, nitrate, sol, nappe, analyse de scénarios.

**Modelling water and nitrogen transfers in soil and groundwater.
Development of a new conceptual and distributed model.
Application to small agricultural watersheds.**

ABSTRACT

Water quality evolution (in space and time), may be evaluated by modelling. Hypotheses on the functioning of watersheds are proposed, and a new hydrological model, TNT (for Topography-based Nitrogen Transfer), developed to integrate nitrogen transfer and transformation modules.

TNT is a distributed model (on a regular grid), based on some existing TOPMODEL hypotheses i.e., water transfer is controlled by topography, a cascade of reservoirs, and by an exponential decrease of hydraulic conductivity with depth.

Tests of TNT functioning were conducted, e.g. sensitivity analysis of TNT to parameters and drainage network construction; elements of validation on runoff simulation or distributed saturation deficit in the Kervidy catchment (Brittany). Application domain of TNT groups small agricultural watersheds on impervious bedrock, with shallow groundwater and under a temperate humid climate.

Different nitrogen transfer and transformation modules were integrated to TNT. The model was used to study simple scenarios on simplified virtual watersheds with contrasting geomorphology. There were three underlying questions: (i) does the location of crops and agricultural practise in the watershed influence nitrogen fluxes at the outlet? (ii) How does geomorphology influence denitrification? (iii) Is TNT sensitive to the location of fertilisation along a hillslope?

Results suggest that (i) interposition of crops which act as nitrogen sinks downslope potentially polluting crops could significantly reduce streamwater contamination by nitrate. (ii) Denitrification of the entire catchment depends on its geomorphology, although not directly through the extent of saturated areas. (iii) Time transfers of nitrogen simulated with TNT depend strongly on the location of fertiliser application.

There is a potential for the use of TNT to characterise watersheds. However, presently, TNT must be considered to be under development and only used as a research model and not as an operational predictive tool. To answer to precise questions, it must then be used with caution.

KEYWORDS

Distributed hydrological model, agricultural catchment, nitrate pollution, nitrogen transformation, geomorphology, scenario analysis.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	15
CH 1. ÉTAT DES CONNAISSANCES	21
A. Cycles de l'eau et de l'azote et spécificité des bassins étudiés	22
A.1. Cycle hydrologique	22
A.2. Cycle de l'azote	23
A.2.1. Formes de l'azote	24
A.2.2. Transformations dans les sols	24
A.2.3. Processus de transferts dans les sols et les bassins	25
A.2.4. Quantification et maîtrise des flux dans les bassins agricoles	26
A.2.5. Répartition spatiale et temporelle	27
A.3. Spécificité des bassins versants étudiés	28
A.3.1. Milieu physique	28
A.3.2. Agriculture	28
A.3.3. Fonctionnement hydrologique et géochimique	29
A.4. Conclusion	31
B. Modélisation des flux azotés à l'échelle d'un bassin versant	33
B.1. Modélisation hydrologique : classification, définitions et exemples	34
B.1.1. Critères de classification	34
B.1.2. Grands types de modèles	34
B.2. Modèles de transfert d'azote	36
B.2.1. Transferts des solutés dans le sol	36
B.2.2. Transformations de l'azote dans le sol	38
B.2.3. Spatialisation des phénomènes à l'échelle du bassin versant	38
B.2.4. Hypothèses de fonctionnement d'un bassin	40
B.3. Intérêts et limites des modèles présentés	48
C. Conclusion sur les modèles existants et leur applicabilité	50
CH 2. BASSINS VERSANTS ET MODÈLE HYDROLOGIQUE UTILISÉS	53
A. Choix méthodologiques et cahier des charges du modèle	54
A.1. Bassins versants	54
A.1.1. Bassin versant expérimental	54
A.1.2. Bassins versants virtuels	56
A.2. Cahier des charges du modèle	57
A.2.1. Rappel des objectifs	57
A.2.2. Caractéristiques et processus importants, liés au contexte breton	58
A.2.3. Phénomènes à modéliser	58
A.2.4. Choix méthodologiques	58
B. Présentation des modules hydrologiques TNT et TNT2.	60
B.1. Base conceptuelle du TOPMODEL initial	60
B.2. Fonctionnement de TNT pour chaque maille	62
B.2.1. Première version avec un écoulement subsuperficiel déterminé par un seuil	63
B.2.2. Deuxième version avec prise en compte d'une double porosité	67
B.3. Fonctionnement de TNT sur le bassin versant	71
B.3.1. Réseau hydrographique	71
B.3.2. Parcours du bassin	72
B.4. Données, entrées et sorties du modèle	72
B.4.1. Entrées	73
B.4.2. Sorties	74

C. Analyse de sensibilité et rôles des paramètres	76
C.1. Première étape avec la première version	76
C.1.1. Description des méthodes de simulation	76
C.1.2. Interprétation des simulations	79
C.2. Deuxième étape : approfondissement du rôle des paramètres avec la deuxième version, avec étude de variables spatialisées	81
C.2.1. Méthodes	81
C.2.2. Résultats généraux à l'exutoire	82
C.2.3. Résultats spatiaux	87
C.2.4. Conclusion	88
C.3. Sensibilité à la spatialisation des paramètres	89
C.4. Conclusion	90
D. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques (Beaujouan et al., 2000b)	92
D.1. Introduction	94
D.2. État de l'art	94
D.3. Matériel et méthodes	97
D.3.1. Modèle hydrologique	97
D.3.2. Modèles de drainage	98
D.3.3. Interface SIG	99
D.3.4. Bassins versants	99
D.3.5. Méthode : comparaison des aires drainées et des zones saturées modélisées	101
D.4. Résultats	101
D.4.1. Bassins versants virtuels	102
D.4.2. Bassin versant de Kervidy	104
D.5. Discussion.	107
D.5.1. Modélisation des débits à l'exutoire et des phénomènes spatiaux	107
D.5.2. Questions sur la délimitation des bassins versants	108
D.6. Conclusion	111
D.7. Remerciements	112
D.8. Bibliographie	112
E. Intégration de transfert et transformations d'azote	114
E.1. Gestion des transferts entre et dans les différents compartiments	114
E.2. Intégration des transformations d'azote	115
E.2.1. Couplage avec le modèle agronomique indépendant STICS	115
E.2.2. Intégration de modules de transformation	118
F. Conclusion	119
CH 3. ÉTUDE PAR TROIS APPLICATIONS DES POTENTIALITÉS DE TNT	123
A. Effet de la répartition spatiale des cultures	124
A.1. Résumé étendu	124
A.2. Article « Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments » (Beaujouan et al., 2001a)	125
A.2.1. Introduction	127
A.2.2. Material and Methods	128
A.2.3. Results and discussion	134
A.2.4. Conclusion	140
A.2.5. Acknowledgements	140
A.2.6. References	140
A.3. Discussion	143
B. Temps de transferts dans un versant.	145
B.1. Présentation du transect et des simulations effectuées	146
B.2. Lessivage et stockage dans les trois mailles d'apport	147
B.2.1. Dynamique de l'eau	147
B.2.2. Dynamique de l'azote	149

B.3. Transferts dans le versant suite à un apport à l'amont	150
B.4. Comparaison des temps de transferts selon le lieu d'apport	152
B.4.1. Évolution dans les zones	152
B.4.2. Temps de sortie	152
B.5. Discussion	152
C. Influence de la géomorphologie sur la dénitrification	157
C.1. Résumé étendu	157
C.2. Article « A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation. » (Beaujouan et al., 2001b)	158
C.2.1. Introduction	159
C.2.2. Presentation of the Kervidy catchment	161
C.2.3. Model description	162
C.2.4. Calibration/Validation on a small catchment	168
C.2.5. Application: effect of catchment morphology on denitrification	171
C.2.6. Conclusion	174
C.2.7. Acknowledgements	175
C.2.8. Bibliography	175
C.3. Discussion	177
D. Conclusion	178
CH 4. CONCLUSION : LIMITES DU MODÈLE ET PERSPECTIVES	181
A. Modélisation distribuée	182
B. Gradient topographique	185
C. Validation spatiale et validation des hypothèses	187
D. Modélisation des pratiques agricoles sur de petits bassins	189
E. Conclusion	191
CONCLUSION GÉNÉRALE	195
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	197
LISTE DES FIGURES	208
LISTE DES TABLEAUX	210

INTRODUCTION

Introduction

La pollution par le nitrate est actuellement un problème international, qui s'est amplifié ces dernières années dans certains pays (Birkinshaw et Ewen, 2000a ; Arheimer et Liden, 2000). Dans les zones agricoles, il est reconnu maintenant que la principale source de nitrate cause de la pollution est constituée des pertes diffuses liées à la fertilisation azotée des cultures. En Bretagne comme dans les autres zones d'agriculture intensive consommatrices d'une grande quantité d'intrants, comme les Pays-Bas et le Danemark, cette pollution se traduit principalement dans les préoccupations concernant la qualité de l'eau pour l'alimentation humaine et l'eutrophisation des rivières ou du littoral (Merceron et Le Bozec, 1999 ; Mérot, 2000). En effet, dans ces régions, les seuils de potabilité de $50 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ fixés en 1980 par la CEE sont régulièrement atteints, et le littoral est le siège de marées vertes de plus en plus fréquentes et abondantes.

Dans les années 80 et 90 en Europe, on a pris conscience de l'importance de la dégradation de la qualité de l'eau. Les actions engagées sur les sources de pollutions non agricoles, qu'elles soient industrielles ou domestiques, ont donné des résultats relativement rapides au niveau des sources de rejets ponctuels (stations d'épuration, usines...). Plusieurs programmes concernant les pollutions agricoles ont été mis en place, comme par exemple le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) en France, avec notamment la mise aux normes des bâtiments d'élevage, ou l'élaboration d'un système de taxation des excédents calculés par un bilan à l'exploitation aux Pays-Bas. En Bretagne, deux programmes successifs Bretagne Eau Pure (BEP1 et BEP2) ont été conduits. Ces différents programmes ont permis de mieux connaître les origines des pollutions et les processus mis en jeu. Certaines actions ont été mises en place suite à ces observations pour tenter de réduire ou de maîtriser les pollutions par la réduction ou le raisonnement de la fertilisation, le traitement des effluents d'élevage, et l'aménagement et la gestion de l'espace.

La volonté de réduction des intrants, qui semble inévitable et qui se traduit en pratique par l'élaboration et la mise en place de techniques d'agriculture raisonnée, par exemple Fertimieux (concernant les quantités et périodes d'épandage) ou l'agriculture de précision, se heurte à des problèmes techniques, sociaux, politiques et économiques. De plus, même si des normes plus strictes sont fixées, elles ne sont pas toujours respectées et leur contrôle est difficile. Un rapport récent émanant de plusieurs ministères (Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie ; Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Ministère de l'agriculture et de la pêche) sur l'évaluation du PMPOA relève ainsi que les plans d'épandage des effluents d'élevage ne sont pas toujours conformes à la législation actuelle, qu'ils ne sont pas systématiquement contrôlés, et qu'ils ne sont souvent pas suivis dans la pratique (Cahart *et al.*, 1999). De ce fait, en ce qui concerne le nitrate notamment, les observations ne sont pas très encourageantes : les bilans d'azote sont toujours excédentaires à l'échelle régionale. Il est question actuellement d'adopter des solutions dissuasives

pour parvenir à une diminution des pollutions si les pratiques «volontaires» ne suffisent pas : contrôle du respect de la réglementation, taxes sur les engrais ou taxes sur la pollution à l'image de la taxe sur les excédents à l'échelle de l'exploitation aux Pays-Bas. Ces mesures s'accompagnant des inconvénients de lourdeur administrative et de coût de gestion très important, elles semblent toutefois difficiles à imposer. On peut d'ores et déjà constater les freins des lourdeurs administratives sur le principe pollueur - payeur, qui n'est quasiment pas appliqué, dans les faits, à l'agriculture en France.

En complément des solutions préventives, des solutions curatives à l'échelle du bassin versant sont proposées, qui peuvent mettre en jeu une recherche d'un certain équilibre «régional», avec une compensation des cultures polluantes par la présence dans la même zone d'occupations du sol non (ou moins) polluantes (forêts, friches...) permettant ainsi un effet de dilution de la pollution (Ruiz, 1999).

De même, des réflexions sont conduites sur la localisation des cultures selon les risques de pollution, afin d'aménager au mieux les zones agricoles. Enfin, on cherche à optimiser les capacités épuratrices et de stockage du milieu, par exemple par le maintien, l'entretien, et l'aménagement des zones humides ou des systèmes bocagers. Ces études permettent d'une part d'estimer les capacités du milieu à prendre en charge l'épuration des pertes incompressibles ou «accidentelles» dans une démarche de prévention, et de mettre en place des mesures ou des aménagements pour optimiser cette épuration. D'autre part, elles sont susceptibles de démontrer la nécessité d'une politique de réduction d'intrants ou de la remise en cause de la politique d'agriculture intensive actuelle si les capacités d'épuration du milieu s'avèrent inférieures aux excédents actuels.

Parmi les questions soulevées par les préoccupations actuelles, nous allons nous attacher dans ce travail à étudier plus précisément les suivantes :

- quelles sont les potentialités épuratrices des milieux naturels, notamment grâce aux zones humides dont les capacités de rétention d'azote sont reconnues (Bidois, 1999) ?
- peut-on, et comment, évaluer l'inertie des hydrosystèmes, c'est à dire leur vitesse d'évolution suite à un changement important, tel qu'une forte réduction d'intrants par exemple ?
- les pertes de nitrate sous les cultures peuvent-elles être minimisées, au niveau du bassin versant, par une organisation spatiale des pratiques agricoles ?

Ces questions s'avèrent difficiles à résoudre par expérimentation. Elles nécessitent en effet une bonne connaissance du cycle de l'azote, qui est reconnu comme complexe, car il met en jeu des processus physiques, biologiques et chimiques, en interactions avec le milieu naturel et d'autres éléments comme le carbone. Il est alors quasiment impossible de maîtriser tous les paramètres et, de plus, la durée et les échelles spatiale et temporelle des phénomènes mis en jeu ne permettent pas la mise en place rapide d'expérimentations. Une simple analyse des évolutions inter-annuelles est par exemple insuffisante pour apprécier les résultats des actions menées, d'une part à cause de la variabilité climatique et d'autre part du fait de l'inertie des hydrosystèmes liée aux stockages internes d'azote dans les sols (matière organique) et en profondeur (Molénat *et al.*, 2000). Ainsi, même dans les zones où des

réductions d'intrants ont eu lieu depuis quelques années, les effets sont rarement observables et quantifiables et les concentrations en nitrate dans les rivières et dans les nappes continuent parfois d'augmenter.

L'évaluation des actions peut passer par la comparaison de différents scénarios. Les expérimentations de taille réelle sont difficiles à évaluer, car on ne peut s'affranchir ni des différences naturelles entre les bassins versants ni de la variabilité climatique.

La modélisation du cycle de l'azote à diverses échelles s'est développée depuis les années 70 pour tenter de répondre aux nombreuses questions posées et pallier ces difficultés. Nous avons choisi la modélisation pour aborder les différents points soulevés en mettant l'accent sur la modélisation des phénomènes hydrologiques, qui sont essentiels dans le cas d'un polluant soluble comme le nitrate, en gardant à l'esprit les objectifs finaux de la modélisation, à savoir :

- la prise en compte des phénomènes localisés dans l'espace, que ce soient les entrées liées aux pratiques agricoles ou les processus d'épuration comme la dénitrification ou la consommation des plantes en bas de versant ;
- la prise en compte des éventuelles interactions spatiales au sein des bassins, que ce soit entre l'amont et l'aval ou entre la surface et la profondeur ;
- l'estimation des temps de transferts dans les bassins et les versants, avec les différents stockages possibles ;
- la comparaison de scénarios, simulant différents bassins versants de géomorphologie contrastée, ou différentes pratiques agricoles.

Nous allons dans une première partie présenter l'état des connaissances concernant, d'une part, le fonctionnement hydrologique et géochimique des bassins versants en Bretagne et, d'autre part, la modélisation des flux d'azote dans les bassins versants. Dans une deuxième partie, nous présenterons la modélisation adoptée, avec le développement d'un nouveau modèle nommé TNT (pour Transferts de Nitrates et Topographie), pour répondre aux différents objectifs ainsi que les bassins versants utilisés pour les simulations. La troisième partie regroupe les différentes applications du modèle TNT en réponse aux trois questions soulevées et les résultats obtenus. Enfin, la quatrième partie discute des intérêts et limites de la modélisation adoptée.

Dans ce mémoire, trois articles soumis ou parus dans des revues internationales à comité de lecture sont intégrés. Le premier, rédigé en français, traite de la comparaison des résultats de simulations selon la méthode d'extraction du réseau de drainage choisie (mono ou multi-directionnelle). Il est présenté dans son intégralité et constitue une partie du deuxième chapitre. Les deux autres articles, rédigés en anglais, présentent deux applications du modèle. Ils sont inclus dans le troisième chapitre dans leur intégralité, sont précédés d'un résumé et font l'objet d'une courte discussion.

CHAPITRE 1
ÉTAT DES CONNAISSANCES

Ch 1. État des connaissances

Nous présentons rapidement ici les cycles de l'eau et de l'azote et comment ils ont été appréhendés au fil du temps par les hydrologues et les agronomes, puis quelles sont les spécificités des bassins versants concernés par cette étude, à savoir en priorité les bassins versants bretons. Ensuite, nous dressons un état des connaissances des principes utilisés généralement en modélisation des transferts de solutés et les différents modèles existants et mis en œuvre à l'échelle du bassin versant, en nous basant sur des exemples. Forts de ces connaissances, nous recensons dans ce contexte les intérêts et limites des modèles passés en revue.

A. Cycles de l'eau et de l'azote et spécificité des bassins étudiés

A.1. Cycle hydrologique

L'approche du cycle hydrologique par les scientifiques a évolué au cours du temps, en fonction des préoccupations, des connaissances et des conceptions que s'en sont faites les hydrologues. Les premières préoccupations concernaient en priorité les quantités d'eau en surface lors d'évènements exceptionnels d'une part, dans un objectif de prévision des crues et de dimensionnements d'ouvrages. D'autre part, l'évaluation des ressources souterraines et leur utilisation constituait un autre pôle d'intérêt, souvent en totale déconnexion des études des eaux de surface. Les préoccupations des hydrologues sont de plus en plus tournées actuellement vers la qualité de l'eau, dans des contextes d'alimentation en eau potable ou de protection de l'environnement.

Ainsi, diverses approches de description et de fonctionnement du cycle hydrologique à l'échelle du versant ou du bassin versant sont proposées dans la littérature. On peut se référer aux ouvrages suivants : Roche (1963) pour l'hydrologie de surface et Kirkby (1978), Ambroise (1991 et 1999), Cosandey (1990) et Cosandey et Robinson (2000) pour une description de l'hydrologie de versant et de bassin.

Globalement, le cycle hydrologique peut être présenté selon une approche compartimentale, qui présente les différents compartiments du bassin mis en jeu et leur fonctionnement. Les principales compartimentations retiennent des compartiments superposés verticalement : zone racinaire (ou réserve utile), zone non saturée, zone saturée (ou nappe), et peuvent prendre en compte différentes caractéristiques hydrodynamiques du sol et du sous-sol. Le bassin est aussi parfois présenté comme une succession de compartiments latéraux, d'amont en aval : une zone amont où un drainage vertical domine, une zone de milieu de versant où ont lieu des transferts latéraux dans la nappe en profondeur, et une zone aval, saturée au moins périodiquement jusqu'à la surface. Un autre type d'approche est basé sur la description des processus mis en jeu (infiltration, ruissellement, percolation, écoulements dans la zone saturée, écoulements en surface et dans la rivière...), avec leur répartition spatiale.

Une représentation du cycle hydrologique est donnée sur la Figure 1.

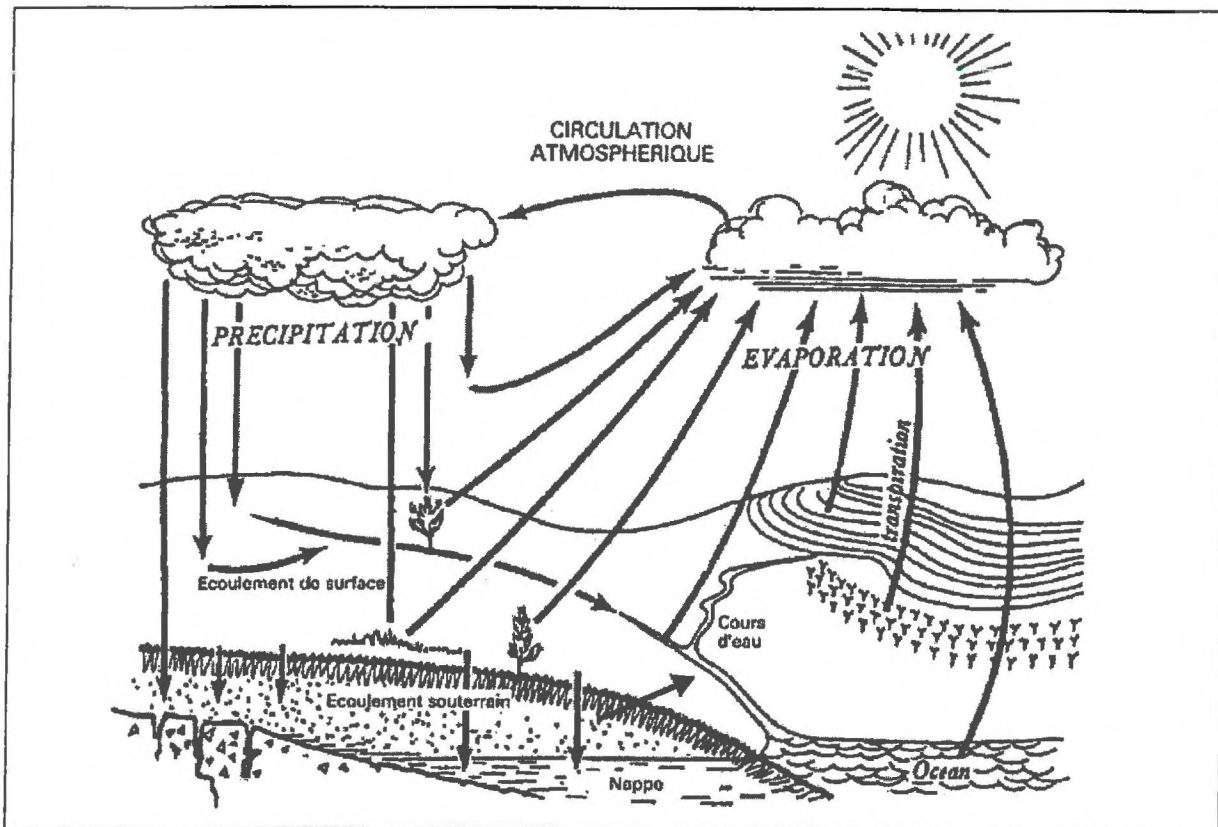


Figure 1. Cycle hydrologique (d'après Roche, 1963)

A.2. Cycle de l'azote

Le cycle de l'azote dans le système sol - plante - atmosphère est déterminé par des processus physiques, chimiques et biologiques de transport et de transformations qui interagissent de manière complexe (Figure 2). Ce cycle a fait l'objet de nombreux ouvrages (par exemple Haynes, 1986 ; Lemaire et Nicolardot, 1996).

Comme pour le cycle de l'eau, l'étude et la description du cycle de l'azote par les agronomes ont évolué au cours du temps en fonction des connaissances acquises et des préoccupations sociales. Ainsi, on est passé d'études au niveau des processus au sein du système sol - plante à des études à l'échelle de la parcelle cultivée, de l'exploitation agricole puis du bassin versant. Nous suivons ici cette même succession d'échelles d'observation pour donner les bases nécessaires à la mise en œuvre d'une modélisation dans les bassins versants agricoles, en insistant plus précisément sur les phénomènes souterrains.

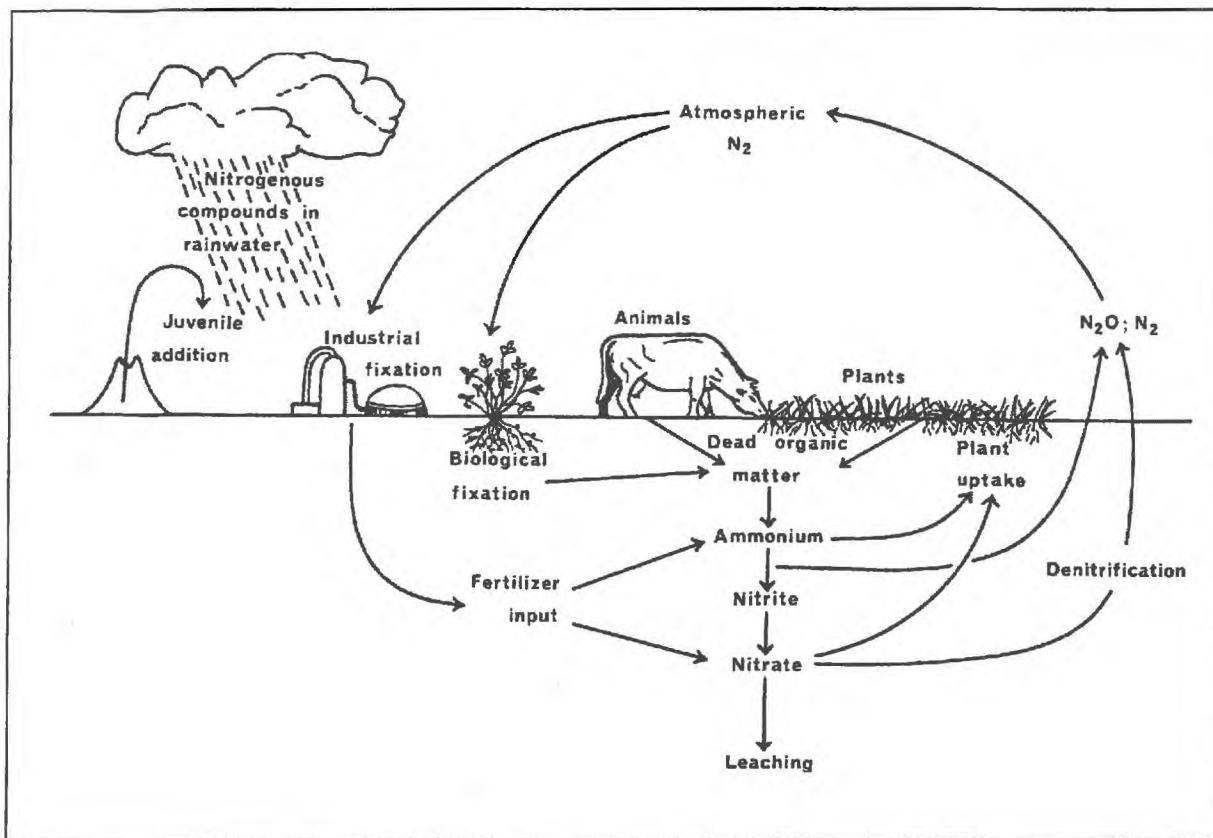


Figure 2. Schématisation du cycle de l'azote dans les bassins agricoles (d'après Haynes, 1986).

A.2.1. Formes de l'azote

L'azote est présent dans les sols sous différentes formes : azote organique (plus de 90% de l'azote, localisé surtout dans la couche supérieure du sol), azote minéral et azote gazeux. Les formes organiques sont multiples, et peuvent se caractériser par leur dégradabilité. On distingue souvent deux «pools» d'azote organique, le premier facilement décomposable (appelé azote organique labile) formé en grande partie par la biomasse microbienne, et le deuxième plus stable constitué essentiellement de l'humus. Les formes dissoutes inorganiques sont le nitrate (NO₃⁻), le nitrite (NO₂⁻, forme intermédiaire et instable), l'ammonium (NH₄⁺), et les gaz (N₂O, N₂, l'ammoniac NH₃).

A.2.2. Transformations dans les sols

Les transformations de l'azote dans le milieu souterrain ont lieu principalement dans les couches les plus superficielles du sol et sont majoritairement sous le contrôle de micro-organismes. Dans les sols agricoles, elles se produisent surtout dans la couche arable du sol, là où se trouve l'essentiel de l'humus et des résidus de culture.

Les principales transformations, que sont la minéralisation, l'immobilisation, la nitrification, la volatilisation, la dénitrification, les prélèvements par les plantes et la fixation de l'azote atmosphérique, sont présentées dans l'Encadré 1 et sont schématisées sur la Figure 2.

Les principaux facteurs influençant le cycle de l'azote sont l'humidité, la température et l'aération du sol, le pH, la qualité et la quantité de matière organique. Dans les sols cultivés, les pratiques agricoles vont modifier profondément ce cycle en agissant sur tout ou partie de ces facteurs et en apportant des quantités considérables d'azote minéral (fertilisation) et organique (effluents d'élevage et résidus de culture).

Encadré 1. Transformations d'azote dans les sols

Minéralisation

La minéralisation correspond à la dégradation de la matière organique par les micro-organismes, conduisant à la formation de NH_4^+ suite à l'ammonification puis à NO_3^- par la nitrification.

Immobilisation ou organisation

L'organisation est le processus inverse de la minéralisation, où NH_4^+ et/ou dans une moindre mesure NO_3^- sont assimilés en matière organique par la microflore.

Minéralisation et immobilisation se succèdent selon les conditions environnantes. La dominance de l'un des deux processus dépend de nombreux facteurs, dont le plus important est le rapport carbone/azote (C/N) de la matière organique.

Nitrification



La nitrification est une succession de deux oxydations par des bactéries spécifiques, Nitrosomonas et Nitrobacter principalement, qui transforment l'ammonium en nitrite NO_2^- (nitritation) et nitrate NO_3^- (nitratation).

Volatilisation

La volatilisation est le passage de l'ammonium (NH_4^+) présent sous forme soluble ou gazeuse dans l'eau près de la surface du sol vers l'atmosphère. La présence d'ammoniac dépend de l'équilibre $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$ déterminé par le pH de la solution du sol.

La volatilisation est généralement négligeable dans les sols, mais elle est importante lors des épandages d'effluents d'élevage ou d'engrais minéraux.

Dénitrification

La dénitrification désigne la réduction du nitrate par respiration anaérobie, en nitrite qui est à son tour réduit en composés gazeux tels que NO, N_2O , et N_2 . La première réduction $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ ne met pas en jeu de microflore spécifique contrairement à la transformation $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$ réalisée notamment par les genres *Pseudomonas* et *Agrobacterium* qui utilisent les nitrate et nitrite comme accepteurs d'électrons pour la respiration.

Ce processus nécessite la présence de donneurs d'électrons (matière organique ou composé minéral), des conditions anaérobies, la présence des bactéries dénitrifiantes, et la disponibilité des nitrate et nitrite.

La dénitrification permet une épuration du nitrate au sein des bassins versants, et c'est actuellement un phénomène très étudié et mis en œuvre pour la dépollution, notamment au niveau des zones humides (voir par exemple Knowles, 1982 et Hill, 1996)

Prélèvements par les plantes

Le nitrate et l'ammonium sont les formes majeures d'absorption d'azote par les végétaux. Les besoins en azote sont spécifiques pour chaque plante, et sont variables selon les stades de développement et l'environnement (climat, humidité, sol...).

Fixation de l'azote atmosphérique

La fixation est la transformation de l'azote moléculaire en azote ammoniacal, qui est ensuite incorporé dans des composés organiques. Deux types de processus sont rencontrés : la fixation libre (ou asymbiotique) effectuée par des bactéries libres (par exemple *Azobacter* sp. et *Clostridium* sp.) et la fixation symbiotique qui résulte de l'association de plantes et de bactéries, notamment par les nodosités des légumineuses abritant des bactéries du genre *Rhizobium*.

A.2.3. Processus de transferts dans les sols et les bassins

L'ammonium est relativement immobile dans le sol (lié à la matrice solide ou à la matière organique).

Les nitrites sont normalement rapidement oxydés, et ne s'accumulent pas dans les sols ou ne sont donc

pas transportés. La matière organique peut être entraînée lors de l'érosion, mais les quantités mises en jeu sont faibles. En présence d'excédents d'azote, c'est sous forme de nitrate, forme la plus soluble, que l'azote est transporté dans les sols. Ainsi, en Bretagne par exemple, les transferts d'azote dans les rivières se produisent à plus de 99% sous forme NO_3^- (Cann, 1996). Dans les sols, le nitrate est lessivé de la surface vers la profondeur par l'eau qui draine essentiellement verticalement. Dans les régions où la pluie efficace est supérieure d'un ordre de grandeur à la lame d'eau drainée, on peut estimer que le lessivage entraîne de 10 à plus de $100 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. En profondeur, dans les nappes, le nitrate est mis en mouvement par les phénomènes de convection dus à la circulation de l'eau, mais aussi par diffusion.

Les transferts par voie gazeuse sont difficiles à estimer. En Bretagne on peut considérer qu'environ 140 000 tonnes d'ammoniac sont émises dans l'atmosphère, qui se redéposent pour moitié à courte distance, ou qui atteignent des couches plus hautes de l'atmosphère où l'ammoniac va soit être transformé en oxydes d'azote (NO_x), soit retomber avec les pluies (Aurousseau, communication personnelle).

A.2.4. Quantification et maîtrise des flux dans les bassins agricoles

Les entrées d'azote en zone agricole sont surtout liées aux fertilisations par les engrais de synthèse et les apports de matière organique (effluents d'élevage, résidus de culture) mais sont aussi dues à la fixation de l'azote moléculaire et aux apports atmosphériques. Les quantités fixées sont variables (de 0 à quelques centaines de $\text{kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ d'après Nicolardot *et al.* (1996)). La minéralisation peut mettre en jeu plus de $150 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (Nicolardot *et al.*, 1996), voire même plus de $300 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en Bretagne (Houben, 1995), mais elle est extrêmement variable selon le type de sol et les conditions de transformation.

Les sorties sont les exportations par les végétaux, les pertes par voie gazeuse (volatilisation et dénitrification) difficiles à quantifier, variables dans l'espace et dans le temps, et les pertes par transfert (ruissellement vers les rivières et lessivage vers les nappes). Le Tableau I présente une évaluation des quantités annuelles prélevées par différents couverts végétaux à l'échelle de la parcelle. En zone d'agriculture intensive comme la Bretagne, et compte tenu des rendements qui peuvent être observés, les prélèvements des cultures peuvent dépasser ces valeurs et atteindre dans certains cas jusqu'à 300 kgN.ha^{-1} pour une culture de blé, 250 kgN.ha^{-1} pour le maïs et presque 400 kgN.ha^{-1} pour les prairies artificielles fauchées par exemple (Aurousseau et Leterme, communication personnelle ; Barré, 2001).

Couvert végétal	Prélèvements (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Milieu naturel	
forêt de feuillus	70
forêt de conifères	39
prairie	65
Cultures	
maïs	160
blé	190
betterave	290

Tableau I. Prélèvements d'azote par divers couverts végétaux (d'après Haynes, 1986)

En zone d'agriculture intensive, soumise à des apports anthropiques importants, supérieurs aux besoins des cultures, le bilan d'azote est excédentaire. Ainsi, même une agriculture qui gère au mieux sa fertilisation azotée entraîne des pertes qui sont souvent voisines de 30 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ (Mariotti, 1997), qui aboutissent à terme à des concentrations en nitrate dans les rivières supérieures aux normes européennes dans les régions où la lame drainante est faible. Une réduction significative de ces pertes dans des systèmes déjà optimisés paraît illusoire. L'excédent peut se retrouver sous deux formes, d'une part en s'ajoutant à la matière organique du sol dont le temps de résidence peut être supérieur à la décennie (Mariotti, 1998), d'autre part sous forme minérale (principalement du nitrate). Il peut alors être entraîné par les eaux d'infiltration ou se concentrer dans l'eau peu mobile de la porosité de rétention du sol.

La complexité du cycle de l'azote est augmentée par la remise en jeu plusieurs fois des mêmes molécules d'azote avant leur évacuation du système : stockage dans la matière organique du sol, stockage dans de l'eau immobile, transferts lents dans la nappe... Cette inertie rend encore plus difficile l'évaluation des quantités mises en jeu et la compréhension des processus.

A.2.5. Répartition spatiale et temporelle

Les quantités d'azote, liées aux processus de transformation et de transfert, présentent de fortes variabilités spatiales et temporelles dues aux caractéristiques du sol, au climat, à la fertilisation, aux pratiques agricoles... (Musset, 1999 ; Arheimer et Liden, 2000).

Dans les régions agricoles, une très forte variabilité est due aux apports de fertilisants, variant dans l'espace et dans le temps, selon les besoins des cultures. En zone d'élevage, cette variabilité est augmentée avec les épandages des effluents d'élevage.

De plus, les processus de transformation peuvent être localisés. La dénitrification, par exemple, se produit dans les milieux anaérobies, c'est-à-dire dans la nappe profonde où elle met en jeu des bactéries autotrophes ou dans les sols saturés où interviennent des bactéries hétérotrophes qui utilisent la matière organique plus abondante en surface. Son importance varie donc dans l'espace et dans le temps selon les fluctuations de la nappe.

Enfin, à l'échelle du bassin versant, des transformations chimiques ou biologiques ont lieu hors du sol, dans la rivière et dans la nappe profonde par exemple.

A.3. Spécificité des bassins versants étudiés

Nous allons maintenant analyser les caractéristiques des bassins versants concernés par cette étude, à savoir les bassins à nappe peu profonde et soumis à une agriculture intensive que l'on trouve en Bretagne. Il faut toutefois garder à l'esprit que ce type de bassins ne se trouve pas exclusivement en Bretagne, et que leurs caractéristiques peuvent être extrapolées aux bassins versants sur socle, en zone tempérée humide, et aux sols perméables, comme par exemple en Angleterre ou dans le sud-ouest de la France.

A.3.1. Milieu physique

La Bretagne fait partie du Massif armoricain, dont la géologie est celle d'un vieux massif : il est formé d'un socle très ancien, érodé et fracturé de façon très hétérogène (Watremez et Talbo, 1999). Le socle précambrien (plus de 570 millions d'années), de nature schisteuse ou granitique, a été recouvert par des terrains sédimentaires primaires qui, plissés ensuite lors des mouvements hercyniens, constituent des bandes de faisceaux synclinaux plus ou moins complexes dirigés d'est en ouest. Durant la phase hercynienne (350 à 285 millions d'années), des massifs intrusifs de roches cristallines se sont développés selon deux axes, l'un parallèle au littoral de la Manche, l'autre parallèle à celui de l'Atlantique. La tectonique tertiaire (65 à 5 millions d'années) a réactivé la fracturation hercynienne. L'érosion a aplani le Massif armoricain en dégageant quelques reliefs granitiques ou gréseux.

Le Massif est recouvert d'une couverture limoneuse. Les sols sont riches en matière organique avec un gradient N-E/S-O. Ils sont relativement bien perméables, et peu sujets à l'érosion (Cros-Cayot, 1996). Ils présentent une organisation selon la topographie, et des sols hydromorphes lessivés et dégradés occupent les fonds de vallée. L'importance de l'extension de ces sols hydromorphes n'est pas directement liée au type de substrat géologique (Chaplot, 1998).

Les pentes sont généralement faibles sur l'ensemble de la Bretagne. Les pentes inférieures à 5% représentent environ 75% de la superficie, et on trouve très peu de pentes supérieures à 10% (moins de 5% de la superficie).

A.3.2. Agriculture

Depuis les années 1950, l'agriculture bretonne a connu une forte intensification, pour devenir aujourd'hui la première région agricole française en ce qui concerne les productions porcine, avicole, laitière, et certaines productions légumières.

Pour aboutir à cette intensification, les agriculteurs ont en grande partie modifié les structures de leurs exploitations et leurs pratiques, notamment par le remembrement et l'assainissement de parcelles (défrichage, drainage...) (Cann, 1998). Malgré le remembrement, le paysage agricole présente

toujours de fortes hétérogénéités spatiales, avec au moins localement la conservation du bocage et de petites parcelles. Cette hétérogénéité est renforcée par les aménagements anthropiques que sont les fossés, les haies et les drains. Au niveau de l'élevage, l'intensification se traduit par une augmentation de l'élevage hors sol.

Une autre conséquence de l'intensification est l'augmentation de la pression polluante de l'agriculture, notamment en ce qui concerne l'azote. Ainsi, l'excédent agricole de la Bretagne est estimé à 140 000 tonnes d'azote par an depuis 1994 par Abrassart (1999), ou à 130 000 tonnes d'azote en 1997 dans le rapport sur le PMPOA de 1999 (Cahart *et al.*, 1999), chiffres confirmés généralement par les bilans globaux donnés par Arousseau *et al.* (1996) et Arousseau (2000) présentés dans le Tableau II.

	Engrais	Porcins (*)	%	Bovins (*)	%	Volailles (*)	%	Azote organique total	Azote total	Exportation des cultures	Excédent calculé
1988	220	54	25	119	55	42	19	215	435	310	125
2000	175-220	58	23	159	61	42	16	259	434-459	310	124-169

(*) : azote produit

Tableau II. Bilans globaux d'azote (en milliers de tonnes) pour la Bretagne en 1988 et estimés en 2000 (d'après Arousseau *et al.*, 1996 et Arousseau, 2000)

A.3.3. Fonctionnement hydrologique et géochimique

A.3.3.1 Climat

Le climat breton, océanique tempéré, présente une certaine régularité : la répartition des précipitations est quasiment uniforme avec un maximum en automne. Les hauteurs de pluie journalière sont souvent faibles avec des intensités modérées, mais les jours de pluie sont nombreux. La moyenne annuelle varie sur la région, allant de moins de 700 mm à l'est et sur les zones côtières à plus de 1200 mm dans le Centre-Bretagne. L'évapotranspiration représente 40 à 50% de la pluie totale.

A.3.3.2 Hydrologie des bassins

Les bassins sont de petite taille du fait de la proximité de la mer. La densité du chevelu hydrographique dépend du climat et du substrat, mais sa répartition très dense, ainsi que la grande variabilité des débits et la faiblesse des étiages, témoignent du caractère limité des écoulements souterrains.

Cette faiblesse des écoulements souterrains est due au fait que ce sont les fractures et les niveaux altérés des substrats géologiques qui constituent les réservoirs des « aquifères » bretons. On peut caractériser les aquifères en fonction des deux substrats majoritaires, schiste et granite, bien qu'une classification plus fine doive être réalisée selon Watremez et Talbo (1999) en terme de fonctionnement des bassins versants. Ainsi, les schistes briovériens sont dépourvus de réserves importantes, imperméables dans leur masse et souvent couverts par des formations d'altération peu perméables

alors que les granites présentent des conditions plus favorables au développement d'une nappe par suite de la présence de fractures en profondeur et de leur couverture perméable d'arènes (Mérot et Buffin, 1996). L'infiltration est forte dans les bassins sur substrat granitique, ce qui minimise l'influence de la pente plus forte dans ces bassins sur les écoulements brusques ; l'eau infiltrée peut être stockée dans les réserves souterraines, ce qui permet une bonne régulation intermensuelle. La réponse des bassins sur schistes est plus complexe : ils présentent généralement des réserves souterraines peu capacitives mais avec des conductivités relativement bonnes, et les formations superficielles d'altération sont peu perméables en hiver ce qui favorise le ruissellement.

Sur le bassin de Kervidy, bassin versant de recherche suivi par les instituts de recherche de la région (Cheverry, 1998), on a mis en évidence deux grandes zones de comportements hydrologiques différents (Molénat, 1999 ; Bordenave *et al.*, 1999) :

- sur les plateaux et les hauts de versants, les transferts verticaux et latéraux prennent largement plus d'un an ;
- dans les fonds de vallée et les versants les temps de transferts sont de l'ordre de quelques mois.

Ces différences sont dues à l'épaisseur de la zone non saturée, à l'évolution des gradients hydrauliques entre l'amont et l'aval et au contraste de perméabilité entre les sols bien perméables et l'altérite. Ces résultats sont généralisables à d'autres bassins bretons, mais à moduler pour ceux qui sont fortement arrosés.

Molénat *et al.* (1999) ont montré l'importance des transferts subsuperficiels sur le bassin de Kervidy, qui représentent plus de 90% des débits annuels. Cependant en période de crues, une plus grande part du débit (environ 30%) est due au ruissellement (Durand et Juan-Torres, 1996).

A.3.3.3 Nitrate

Les excédents d'azote liés à l'activité agricole conduisent à des teneurs en azote moyennes dans les rivières de 40 mg.l⁻¹ et localement supérieures aux normes européennes, malgré une épuration apparente entre le lessivage et l'arrivée à la rivière, qui pourrait être due à une dénitrification (Arousseau *et al.*, 1996).

Les teneurs en nitrate dans les rivières suivent une même tendance : augmentation en automne pour atteindre de fortes teneurs en hiver, puis diminution au printemps et en été, qui dépendent non seulement des pratiques agricoles et de l'activité de la végétation, mais aussi des différents compartiments hydrologiques mis en jeu (dans lesquels se produisent différentes transformations de l'azote) (Cann, 1996 ; Grimaldi *et al.*, 2000). Les réserves en eau souterraine, peu importantes et superficielles, sont aussi très sensibles aux pollutions. Molénat (1999) a mis en évidence un gradient de concentration en nitrate de la nappe d'altérite dans le bassin de Kervidy, de l'aval à l'amont. Pauwels (1998) a montré sur ce même bassin que la nappe est composée de deux parties en ce qui concerne l'azote : dans l'altérite, elle est chargée en nitrate (jusqu'à 200 mg.l⁻¹) ; dans le substratum sain, la nappe est plus saine car elle est, d'une part, moins atteinte par la pollution et, d'autre part, elle

est le siège d'une dénitrification autotrophe. Des études géochimiques ont permis de mettre en évidence différents «pools» d'azote dans le bassin versant, qui contribuent différemment au débit selon les conditions hydrologiques et qui sont responsables des teneurs en azote variables à court et moyen termes (Mérot *et al.*, 1981 ; Durand et Juan-Torres, 1996 ; Molénat, 1999). Ceci conduit Molénat (1999) à considérer que l'étude des transferts de nitrate nécessite de prendre en compte aussi bien les périodes de crue que hors crue.

Il est maintenant reconnu que le temps de réponse des hydrosystèmes est important, du fait des temps de transferts relativement longs dans certains compartiments du bassin versant et du stockage d'azote à la fois dans les nappes, les sols et la matière organique (Bordenave *et al.*, 1999 ; Gascuel-Oudoux et Molénat, 2000 ; Molénat *et al.*, 2000 ; Marjolet *et al.*, 2000 ; Mérot, 2000).

Enfin, l'étude du fonctionnement des zones humides et de leur aménagement (Bidois *et al.*, 1999) met en évidence la variabilité de l'efficacité de ces zones humides vis à vis de la dénitrification en fonction de leur alimentation en eau et en nitrate. Il semble donc important, au moins pour ces zones humides, de suivre l'eau et l'azote depuis les versants.

A.4. Conclusion

Les réponses aux questions soulevées par les problèmes environnementaux liés aux pollutions par le nitrate nécessitent une bonne connaissance des cycles de l'eau et de l'azote. Ces cycles étant complexes, nous avons choisi de nous focaliser sur quelques phénomènes observés en Bretagne, et de mettre en avant les processus et les hypothèses suivants, qui sont représentés sur la Figure 3 :

- hétérogénéité des apports d'azote par la fertilisation ;
- processus de transfert et transformation d'azote localisés ;
- interactions entre la nappe et le sol, pour l'eau et l'azote ;
- importance des chemins hydrauliques (et de la topographie) pour le cheminement de l'eau et l'azote de l'amont à l'aval ;
- stockage d'azote dans les sols (matière organique, porosité de rétention) et dans la nappe, d'où une inertie des systèmes.

Afin de mieux comprendre le fonctionnement des bassins versants d'une part et de tester l'influence de certains facteurs sur les flux d'azote à l'échelle des bassins d'autre part, nous avons choisi d'utiliser un modèle de transferts et transformations d'azote pour s'affranchir des difficultés d'expérimentation.

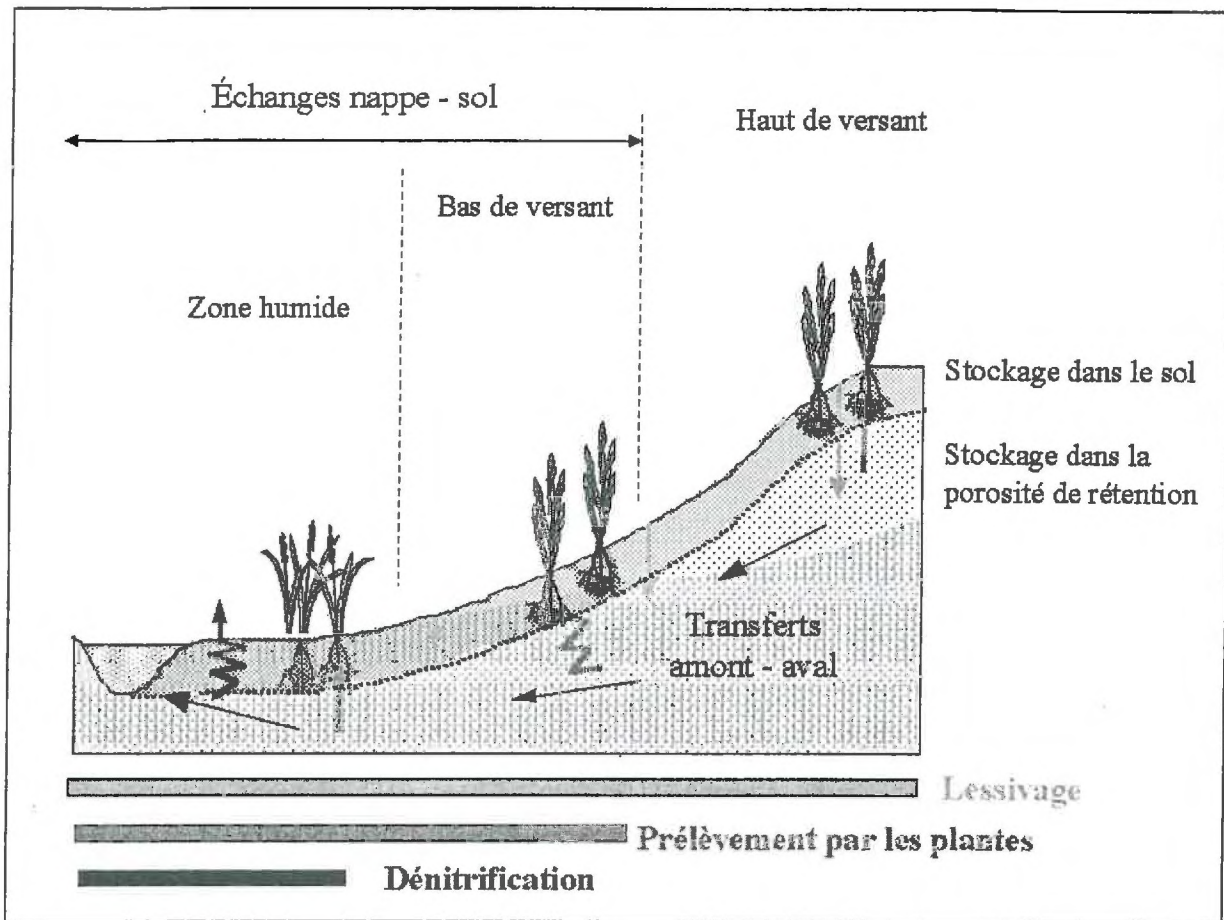


Figure 3. Schématisation des transferts d'eau et d'azote dans un versant.

B. Modélisation des flux azotés à l'échelle d'un bassin versant

Les flux de solutés ne font l'objet d'une modélisation que depuis les années 1970 (Ball et Trudgill 1995). Ils sont à la convergence des préoccupations actuelles de nombreux hydrologues, (bio)géochimistes et agronomes. En effet, si les premiers se sont longtemps intéressés aux quantités d'eau, avec l'étude des crues et les dimensionnements d'ouvrages, la qualité de l'eau passait au second plan. Les agronomes quant à eux cherchaient à comprendre et à maîtriser les flux de solutés dans un but purement agronomique, pour optimiser les systèmes de cultures et leurs rendements, essentiellement à l'échelle de la parcelle. Dans les années 1970-1980 les solutés font un peu plus l'objet de recherches, mais souvent à des échelles assez restreintes (interface sol - plante, parcelle, rivière...), et très peu à l'échelle du bassin versant dans son ensemble.

Depuis les années 1970 aux États-Unis, la prise de conscience des Pollutions Diffuses d'Origine Agricole (PDOA) a conduit hydrologues et agronomes à chercher à modéliser de manière plus complète les flux de polluants à l'échelle des bassins versants (Kauark-Leite, 1990). L'utilisation des modèles de PDOA n'est apparue en France que dans les années 1980. Les modèles développés se basent souvent sur les connaissances des deux disciplines : le nitrate libéré sous les cultures est, du fait de sa forte solubilité et de sa forme anionique, fortement lié aux mouvements de l'eau, en surface et en profondeur. Les processus hydrologiques sont donc considérés par les hydrologues comme étant au cœur des problèmes de pollution par le nitrate. Ils cherchent alors à comprendre et à expliquer la qualité de l'eau, et sont amenés à prendre en compte des phénomènes de plus en plus complexes au sein des bassins versants. Les agronomes quant à eux se concentrent maintenant sur les fuites d'azote sous les parcelles et les éventuelles interactions entre les cultures, ainsi que sur des changements de pratiques agricoles pour minimiser les pollutions.

En terme de modélisation, ceci se traduit par une mise en commun des modèles, selon les objectifs à atteindre. De nombreux modèles de transfert de nitrate à l'échelle des bassins sont ainsi basés sur des modèles hydrologiques ou agronomiques existants, et sont même parfois simplement un regroupement de plusieurs modèles. Les flux d'eau et de solutés sont souvent modélisés séparément, et quand les processus hydrologiques sont pris en compte, ils sont souvent simulés en premier et servent de base aux flux de solutés.

Nous allons dans un premier temps donner des critères de classification des modèles et quelques définitions en nous basant sur la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant, et présenter les grands types de modèles hydrologiques existants. Ensuite, nous présentons les principes généraux de la modélisation de transferts d'azote, de l'échelle de la colonne de sol à celle du bassin versant, tout en dressant une liste des modèles utilisés et présentés ces dernières années dans la littérature.

B.1. Modélisation hydrologique : classification, définitions et exemples

Un modèle hydrologique est une «représentation mathématique simplifiée de tout ou partie des processus du cycle hydrologique par un ensemble de concepts hydrologiques exprimés en langage mathématique et reliés entre eux dans des séquences temporelle et spatiale correspondant à celles que l'on observe dans la nature (UNESCO et OMM, 1992).

B.1.1. Critères de classification

Les classifications des modèles sont nombreuses, à la fois du fait du grand nombre de modèles développés et à cause d'une terminologie encore fluctuante. On peut cependant définir pour la suite de ce travail certains critères inspirés notamment des typologies données par Llamas (1993) et Ambroise (1999) :

- un modèle qui s'appuie sur une description statistique de la relation entre variable d'entrée et variable de sortie est qualifié de stochastique. Par opposition on trouve les modèles déterministes ;
- un modèle est dit empirique (ou boîte noire) lorsque les algorithmes établissent des relations directes entre variables de forçage et variables de sortie, ou au contraire mécaniste (ou physique) lorsque celui-ci vise à représenter de façon plus précise et physique les mécanismes internes du système. Les modèles conceptuels forment une classe intermédiaire, car ils reposent sur une certaine simplification (ou conceptualisation) du fonctionnement du système ;
- un modèle est qualifié soit de global soit de spatialisé (ou distribué) selon que l'unité de base du fonctionnement est l'ensemble du bassin ou chacun de ses points, avec la classe intermédiaire des modèles semi-distribués où le bassin est découpé en sous unités supposées homogènes et considérées chacune globalement ;
- un modèle est dynamique si certaines de ses variables évoluent au cours du temps, et au contraire si ses paramètres et variables sont constants il est statique ;
- les modèles peuvent être basés sur un fonctionnement du bassin versant en continu ou événementiel.

B.1.2. Grands types de modèles

Aujourd'hui, il existe de nombreux modèles de tous types, avec comme le dit Ambroise (1999) «presque autant de modèles que d'hydrologues». Nous présentons simplement ici quelques exemples de modèles les plus courants, qui peuvent être utilisés comme bases à une modélisation de la dynamique des transferts de solutés dans les bassins versants par la suite, regroupés en trois grandes catégories. Nous ne présentons pas de modèles stochastiques ou empiriques globaux, car même s'ils sont très utiles pour des applications liées aux ressources en eau, ils sont difficilement transposables et, surtout, ils ne conviennent pas à l'analyse du fonctionnement interne des bassins.

B.1.2.1 Modèles à réservoirs (conceptuels)

Le bassin est considéré comme un assemblage de réservoirs interconnectés qui se remplissent et se déversent les uns dans les autres par des lois de vidange empiriques ou théoriques. De tels modèles existent en version globale, distribuée ou semi-distribuée : le bassin est considéré dans son ensemble ou est découpé selon un maillage systématique ou un découpage plus physique en unités spatiales considérées comme homogènes et se vidant les unes dans les autres de l'amont vers l'aval ou dont les sorties sont simplement sommées à l'exutoire (agrégation).

Bien que les processus physiques mis en jeu dans le transfert de l'eau ne soient pas explicitement pris en compte lors du développement du modèle, on essaie souvent de donner à chacun de ces réservoirs un sens physique comme, par exemple, un réservoir superficiel qui représente la zone racinaire, un réservoir intermédiaire qui représente la zone non saturée et un réservoir inférieur qui représente la zone saturée. On peut citer dans cette catégorie les modèles développés par le CEMAGREF, à savoir GR3 (Edijatno et Michel, 1989), GR4 (Makhlouf, 1994) et GRHUM (Loumagne *et al.*, 1996) ou SWM (Crawford et Linsley, 1966). Ces modèles se sont avérés utiles pour la modélisation des débits, et sont repris dans certains modèles des transferts de solutés (Kauark-Leite, 1990), comme nous allons le voir par la suite. Ils paraissent cependant, du fait de leur paramétrage empirique, peu adaptés à la résolution de certains problèmes, comme l'évaluation de l'impact d'un aménagement ou pour l'utilisation sur des bassins non jaugés.

B.1.2.2 Modèles conceptuels à bases physiques, distribués ou semi-distribués

Le bassin est découpé selon un maillage systématique ou un découpage plus physique en unités spatiales considérées comme homogènes.

Les modèles conceptuels à bases physiques sont fondés explicitement sur les processus et les facteurs réels, tout en les conceptualisant. Un des concepts ainsi formulés est celui du ruissellement sur zones contributives à surface variable utilisé dans TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979). Une description très complète de TOPMODEL est donnée par Saulnier (1996). TOPMODEL permet, à partir de la topographie du bassin versant, d'établir une relation entre le déficit hydrique moyen du bassin et le déficit hydrique en chaque point selon un indice topographique faisant intervenir la pente et la surface amont drainée en ce point. Tous les points de même indice ont le même comportement selon le principe de similarité hydrologique, et un calcul par classe d'indice suffit. Le modèle calcule les flux latéraux dans la nappe par la loi de Darcy mettant en jeu la transmissivité estimée sur le profil de sol en fonction du déficit hydrique. Ce modèle permet, avec peu de paramètres, une représentation simplifiée des conditions hydrodynamiques moyennant un calage limité et quelques hypothèses modifiables dans chaque cas d'application. Il donne des résultats satisfaisants pour les bassins sur socle imperméable (Bruneau, 1992 ; Mérot *et al.*, 1995 ; Crave et Gascuel-Oudoux, 1997 ; Gineste, 1998).

Le modèle TOPOG (Vertessy *et al.*, 1993 ; Carluier, 1998) peut aussi être classé dans cette catégorie.

B.1.2.3 Modèles physiques distribués

Ces modèles visent à simuler selon des lois physiques chaque phase du cycle hydrologique avec des paramètres mesurables, en chaque unité du bassin, le plus souvent déterminée par un maillage régulier. Ils permettent en principe de tenir compte de la structure spatiale du bassin, de simuler en trois dimensions les écoulements en toutes conditions, de transposer le modèle à des bassins non jaugés, de tester l'impact de tout changement et de préparer les couplages avec les autres flux associés à l'eau. Les modèles les plus complets et les plus utilisés sont le Système Hydrologique Européen ou SHE (Abbott *et al.*, 1986a et 1986b) et IHDM (Calver et Wood, 1996). Leur application se heurte à la lourdeur de la paramétrisation et à des temps de calcul importants.

B.2. Modèles de transfert d'azote

Les approches de modélisation dépendent des objectifs, des domaines d'application et des échelles de modélisation, mais aussi des informations disponibles et des convictions, intuitions ou connaissances des modélisateurs (Kauark-Leite, 1990 ; Warfvinge, 1995). Le degré de complexité de description du cycle de l'azote dépend aussi des objectifs, et les modèles vont des simples bilans entrée - sortie jusqu'à des modèles conceptuels voire mécanistes représentant les différentes formes de l'azote dans le sol et leurs interactions (Warfvinge, 1995).

Historiquement, on observe un changement d'échelle dans les préoccupations et l'étude des phénomènes, conduite au départ surtout par les agronomes : on passe de l'interface sol - plante au profil de sol, puis à la parcelle, au versant, et enfin au bassin versant. Les principes utilisés sont souvent issus d'observations à l'échelle du profil de sol, et on a souvent un découplage entre les processus dans la zone non saturée, avec des transferts principalement verticaux, et les processus dans la zone saturée, avec des transferts principalement latéraux.

Nous présentons, dans un premier temps, la prise en compte des transferts et transformations d'azote dans le sol, puis comment ces processus peuvent être spatialisés au sein du bassin versant, et enfin les grands types d'hypothèses de fonctionnement et de représentation des bassins versants. La plupart des modèles auxquels il est fait référence dans cette partie sont présentés en encadrés.

B.2.1. Transferts des solutés dans le sol

Les processus qui gouvernent les transferts de solutés sont la convection, la diffusion et la dispersion mécanique due à l'hétérogénéité du milieu. Ils peuvent être modélisés soit en utilisant les équations classiques des écoulements en milieux poreux (équation de Richards pour l'eau et équation de convection dispersion (ECD ou CDE en anglais) pour les solutés) soit en utilisant des modèles fonctionnels, empiriques ou conceptuels. Des modèles à base physique comme SHETRAN (Ewen, 1995, et Encadré 11 et Encadré 12), LEACHN (Hutson et Wagenet, 1991), ou MACRO (Jarvis, 1994 *in* Larsson et Jarvis, 1999) par exemple résolvent la CDE à partir des résultats de vitesse de l'eau déterminée par la résolution des équations hydrauliques. La deuxième approche, souvent plus simple

et plus facile à utiliser, regroupe les modèles dits capacitifs. Le sol peut être représenté par des couches ou des compartiments conceptuels qui représentent ou non les horizons réels comme par exemple dans le modèle de Burns (Burns, 1974), TETrans (Corwin *et al.*, 1991), GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987). Dans ce cas, les transferts se font par mélange de compartiment en compartiment, et par bilans de masse successifs. Dans la majorité des cas, une calibration des paramètres est nécessaire à partir d'observations.

Souvent les transferts dans la zone non saturée sont considérés comme uniquement verticaux dans les modèles à l'échelle du champ ou de la colonne de sol, même quand la CDE est utilisée (elle est alors résolue en une dimension). Dans la zone saturée, les transferts seront pris en compte en une ou deux dimensions latérales, la composante verticale étant le plus souvent négligée.

La structure du sol, par son organisation en agrégats, introduit une grande hétérogénéité dans la forme et la dimension des pores. Fonctionnellement, on distingue souvent la porosité de rétention, constituée de pores, suffisamment petits et /ou non connectés, pour retenir l'eau par capillarité, et la porosité de drainage, où l'eau circule sous l'action de la gravité. La distribution de l'eau chargée en solutés est souvent représentée en deux phases, une phase mobile dans la porosité de drainage et une phase immobile prenant en compte l'eau de la porosité de rétention et de la matrice du sol (TETrans, MACRO). Des échanges peuvent se produire entre les différentes phases.

Le Tableau III synthétise les différents types d'approches utilisées pour modéliser les transferts de solutés.

Processus	Approche	Hypothèse
Flux d'eau	Modèle capacitif	Les flux d'eau dépendent de la capacité de stockage de chaque couche + une loi de drainage empirique. Les flux entre les couches se produisent quand la capacité de stockage est dépassée. La remontée capillaire n'est pas prise en compte dans la majorité des cas
	Équation de Richards	Les flux d'eau dépendent du gradient hydraulique et des propriétés du sol (conductivité hydraulique et courbes de rétention en eau), et sont calculés dynamiquement sur toute la colonne. La remontée capillaire est prise en compte.
	Prise en compte de chemins préférentiels	La matrice du sol contient des macropores ou des voies préférentielles similaires, qui, quand ils sont activés, conduisent rapidement l'eau de la surface à la base de la zone racinaire.
Flux de solutés	Effet piston	Les flux sont uniquement convectifs et dus à l'eau. La dispersion est déterminée par l'utilisateur ou prise en compte indirectement par la dispersion numérique
	Équation de convection-dispersion	Les transports convectifs et diffusifs sont pris en compte. La dispersion hydrodynamique est prise en compte
	Prise en compte d'eau mobile / immobile	La matrice du sol compartimentée en une fraction mobile où se produisent les mouvements d'eau et une fraction immobile. La diffusion a lieu entre les deux fractions.

Tableau III Exemple d'approches et d'hypothèses utilisées dans les modèles de lessivage (d'après Thorsen *et al.*, 1996)

B.2.2. Transformations de l'azote dans le sol

Selon les objectifs du modèle, les transformations d'azote modélisées varient. Les modèles qui prennent en compte des transformations d'azote peuvent le faire simplement avec une fonction puits - source empirique, ou plus physiquement en représentant divers processus du cycle de l'azote, de façon déterministe, conceptuelle ou empirique. Le plus souvent, des cinétiques de premier ordre sont utilisées. Les modèles les plus complexes couplent les cycles de l'azote et du carbone.

Les prélèvements par les plantes peuvent être simulés par des relations empiriques, à l'aide de courbes de croissance ou de façon plus déterministe en considérant les conditions locales (humidité, ensoleillement, stress...) et en couplant cycle du carbone et cycle de l'azote (WAVE par exemple, Vanclouster *et al.*, 1994).

B.2.3. Spatialisation des phénomènes à l'échelle du bassin versant

Les quantités d'azote et les processus de transfert et de transformation varient dans l'espace. Différentes approches pour la prise en compte de cette variabilité ont été utilisées, notamment par l'utilisation d'outils de spatialisation que sont les Systèmes d'Information Géographique (SIG).

B.2.3.1 Différents types de modèles vis à vis de l'espace

Pour les modèles à l'échelle du bassin versant, la prise en compte des processus distribués dans le bassin peut se faire :

- soit pas du tout ou par entrée d'estimations moyennes pour les modèles globaux, comme les modèles qui effectuent des bilans à l'échelle du bassin (Abrassart et Soulard, 1996) ;
- soit par la prise en compte de différents compartiments représentant différentes zones du bassin qui peuvent être les zones de lessivage, les zones de transferts latéraux, les zones humides où a lieu la dénitrification (par exemple l'approche EMMA, cf. paragraphe B.2.4.1 et Encadré 2) ;
- soit par la distribution des unités dans lesquelles ont lieu les processus.

Dans ce dernier cas, on peut considérer tout d'abord les modèles conçus à l'échelle de la colonne de sol ou du champ qui peuvent être utilisés sur une plus grande zone découpée en unités de simulations, par exemple le modèle de Burns (Burns, 1974), WAVE (Vancloster *et al.*, 1995), STICS (Brisson *et al.*, 1998) et EPIC (Williams *et al.*, 1985). Certains modèles prennent en compte directement cette agrégation, par exemple ANSWERS (couplé avec le SIG Grass : Vachaud *et al.*, 1999), Addiscott et Mirza (1998) et Anthony *et al.* (1996). D'autres modèles ont été conçus de façon distribuée ou semi distribuée, de façon conceptuelle comme AGNPS (Young *et al.*, 1989), HBV-N (Arheimer et Liden, 2000 ; cf. Encadré 6), SWIM (Krysanova *et al.*, 1998 ; cf. Encadré 8), SLIM/TOPMODEL (Van Herpe *et al.*, 1998 ; cf. Encadré 9) ou mécaniste distribué comme SHETRAN (Ewen, 1995 ; cf. Encadré 11 et Encadré 12) et MIKE SHE (Styczen et Storm, 1993 ; cf. Encadré 10). Certains proposent une méthode intermédiaire entre méthodes distribuée et globale avec agrégation de paramètres et de processus (Sloan et Ewen, 1999 ; Refsgaard *et al.*, 1999).

Verticalement, on prend souvent en compte des compartiments superposés, qui peuvent représenter une superposition de substrats différents (sol / roche) ou une superposition de compartiments fonctionnels (zone racinaire, zone non saturée, zone saturée ou nappe...).

La distribution des processus pose les problèmes généraux qui remettent en cause la modélisation distribuée (Ball et Trudgill, 1995), à savoir d'une part le problème de représentativité des processus souvent étudiés à l'échelle du profil de sol et appliqués à l'échelle du champ par exemple, et d'autre part le problème de prise en compte de paramètres mesurés localement à des étendues assez vastes. Nous reviendrons sur ce point dans le dernier chapitre.

B.2.3.2 Utilisation des SIG

Les pollutions par le nitrate et la qualité des eaux dépendent de variables spatialement distribuées dans les bassins versants, et les SIG peuvent s'avérer utiles pour d'une part servir d'interface pour saisir des données spatiales, et d'autre part pour estimer certaines variables par croisements d'informations. Ils sont aussi utilisés pour mettre en forme les sorties spatialisées (Vieux, 1991). Ainsi Zermani (1998) présente une revue des apports des SIG à la modélisation distribuée et semi-distribuée des transferts de nitrate et montre, par une application sur le bassin de la Charente (10 000 km²), l'utilité du SIG ARC-INFO dans la reconnaissance des facteurs d'écoulement et de transfert de nitrate.

B.2.4. Hypothèses de fonctionnement d'un bassin

Quand l'objectif de la modélisation est la prévision d'un phénomène déterminé, les modèles purement empiriques reliant par exemple le lessivage à la fertilisation s'avèrent efficaces et utiles. Par contre, si l'objectif nécessite une explication et une description des processus mis en œuvre, ils n'apportent pas de réponse. Les modèles plus explicatifs et descriptifs peuvent être classés en deux grandes catégories, selon les hypothèses de fonctionnement du bassin retenues et leur description.

B.2.4.1 Hypothèses conceptuelles globales

Cette première catégorie est formée de modèles reposant sur des hypothèses de fonctionnement global des bassins formulées à partir d'observations. Certaines sont issues de résultats de traçage isotopique et géochimique ayant mis en évidence que le débit, notamment pendant les crues, est formé à la fois d'eau ancienne, stockée dans le bassin, et d'eau nouvelle, apportée par la pluie. Des études plus récentes essaient de la même manière d'intégrer l'hétérogénéité spatiale de la composition chimique de l'eau au sein du bassin versant. On peut citer parmi les hypothèses issues de ces observations celle de chasse (Encadré 3) et les modèles de mélange (Encadré 2).

Une autre hypothèse souvent formulée suppose l'existence de plusieurs écoulements, souvent de vitesses différentes, avec un écoulement rapide et un lent. On retrouve cette hypothèse à l'échelle du bassin versant ou de l'unité spatiale de base, par exemple dans les modèles INCA (Encadré 7) et MONITOR (Encadré 5) et dans la mise en œuvre de l'hypothèse de chasse (Encadré 3).

Encadré 2. Approche EMMA (End Member Mixing Analysis)

Références : Christophersen *et al.*, 1990 ; Robson *et al.* (1992) ; Durand et Juan Torres (1996)

Selon cette approche, l'eau de la rivière est un mélange d'eaux provenant de différents milieux ou End Members (nappe, horizons minéraux, versants...). Elle pose aussi de fortes hypothèses de mélange conservatif et de stabilité, c'est à dire que chaque End Member a toujours le même comportement : la concentration reste la même dans le temps et le parcours n'a pas d'influence sur la concentration. Robson *et al.* (1992) proposent une utilisation couplée de TOPMODEL et de EMMA : les différents flux dans TOPMODEL sont déterminés par leur profondeur d'origine, qui correspondent à différents End Members. Durand et Juan Torres (1996) montrent l'intérêt de l'utilisation de la méthode EMMA dans les bassins versants ruraux, mais pour des courtes périodes compatibles avec l'hypothèse de stabilité des End Members comme le constataient aussi Robson *et al.* (1992).

Encadré 3. Hypothèse de chasse

Références : Hornberger *et al.* (1994); Creed *et al.* (1996) ; Creed et Band (1998a et 1998b)

Objectif : expliquer la variabilité de sortie d'azote des bassins d'une forêt d'érable en Ontario

Domaine d'application : bassin versant

Composantes : modèle de dynamique de l'eau, du carbone et de l'azote dans chaque unité spatiale

Type d'approche : semi-distribué (paysage découpé en unités homogènes, en fonction de la topographie par exemple)

Conceptuel : hypothèse de chasse

Pas de temps journalier

Eau : Regional Hydro-Ecological Simulation System RHESSys (MTCLIM + TOPMODEL + BIOME-BCG) utilisé pour simuler la dynamique de l'eau, du carbone et de l'azote dans chaque unité de paysage (le versant ici)

Azote : établissement d'une relation entre les concentrations de nitrate mesurées à l'exutoire et un indice d'humidité (présente et passée) : en période sèche (ou de neige), l'azote s'accumule dans les horizons superficiels du sol, puis est soit «chassé» latéralement et rapidement vers la rivière lorsque ces horizons se saturent (bas de versants) soit lessivé verticalement vers la nappe et apporté lentement ensuite vers la rivière, notamment pendant les périodes d'étiage

Entrées : bassin découpé en versants paramétrisés pour la canopée, la topographie (variables dérivées du MNT pour former des classes d'indices dans chaque versant), et le sol (variables dérivées de relevés pédologiques et de la littérature ou optimisées pour la conductivité par exemple) ; données météo. Les indices de similarité basés sur la topographie qui contrôlent la formation de nitrate et leur chasse sont calculés par RHESSys.

Sorties : débit, concentration en nitrate dans la rivière

Calibration/validation/paramètres : calibration de certains paramètres du sol (conductivité)

Applications : bassins forestiers du Canada ; comparaison de bassins et essai de caractérisation de leur pollution en nitrate. Les tests de ces indices montrent d'assez bons résultats (Creed et Band, 1998a et 1998b) mais ils montrent qu'il faut prendre en compte de plus notamment la capacité de réserve de nitrate du bassin par un écoulement lent.

Limites : pas d'interactions au sein du versant. Selon les auteurs cette relation fournit une évidence indirecte qu'il existe un réservoir de nitrate et que ce réservoir est vidé à des périodes spécifiques qui correspondent à la fois à un niveau de nappe haut et à une disponibilité importante du nitrate dans le réservoir. Si cette hypothèse et sa validation très partielle sont intéressantes, elles n'apportent aucune information sur la manière dont le nitrate est acheminé à la rivière.

B.2.4.2 Démarches Orientées processus

Cette deuxième catégorie regroupe la majorité des modèles de transferts de solutés dans les bassins versants développés actuellement. Ces modèles se fondent sur les propriétés des bassins et sur les lois qui les gouvernent, telles que celles que nous avons présentées dans le paragraphe A.2. On considère alors que les lois déterminées souvent localement sont applicables sur l'ensemble du bassin versant. On peut citer dans cette catégorie les modèles présentés dans les Encadrés 4 à 12.

On retrouve souvent un découplage entre les domaines de surface et souterrain, d'autant plus marqué que lorsque l'objectif de ces modèles de prévision est la pollution des rivières, les phénomènes souterrains sont souvent négligés. La contribution du souterrain n'est souvent prise en compte que pour une simulation d'un débit de base pour une meilleure simulation des débits, mais elle n'intervient pas pour les flux de nutriments. Les modèles présentés découplent souvent production d'azote sous les parcelles et transferts dans le bassin versant, et parfois ne prennent en compte aucun transfert, comme par exemple la méthode des coefficients d'exportation (Encadré 4). Les modèles MONITOR (Encadré 5), HBV-N (Encadré 6), SWIM (Encadré 8) et les modèles couplés tels que TOPMODEL/SLIM (Encadré 9) et MIKE SHE/DAISY (Encadré 10) découplent ainsi production et transferts d'azote.

Encadré 4. Coefficients d'exportation

Références : Johnes (1996) et Worrall et Burt (1999) ; développé depuis 1968

Objectif : prédire les pertes d'azote et de phosphore de bassins à réseaux de drainage complexes

Domaine d'application : moyens et grands bassins, ruraux et habités

Composantes : coefficients d'exportation pour chaque type de culture puis « somme » sur tout le réseau

Type d'approche : semi-distribué (par « unité de coefficient d'exportation »)

Empirique

Pas de temps : année

Eau : -

Azote : juste pris en compte par les pertes sous chaque occupation, déterminées de façon empirique. pas de transformations ni de transferts

Entrées : pratiques agricoles sur chaque parcelle, coefficients d'exportation de chaque culture (déterminé empiriquement ou d'après la littérature)

Sorties : bilans annuels en tout point du bassin

Calibration/validation/paramètres : coefficients d'exportation de chaque culture (déterminés empiriquement ou d'après la littérature, et corrigés après une analyse de sensibilité)

Applications : deux rivières anglaises, Windrush (363 km²) et Slapton (46 km²). Bons résultats sur pertes annuelles et influence de changements de pratiques

Limites : bilans annuels en tout point du bassin, mais possible d'avoir une succession de bilans annuels avec prise en compte de phénomènes inter-annuels avec les améliorations de Worrall et Burt (1999). Pas de prise en compte des phénomènes climatiques ou saisonniers, pas d'interactions entre les différentes zones du bassin

Encadré 5. MONITOR (MOdel of Nitrogen TurnOver and Runoff)

Références : Whelan *et al.* (1995)

Objectif : modélisation des transferts de nitrate

Domaine d'application : parcelle à petits bassins

Composantes : module de gestion de la disponibilité en nitrate dans le sol et module représentant l'ensemble des mécanismes de transfert (i.e. les processus hydrologiques majeurs)

Type d'approche : semi-distribué en champs ou sous-bassins

Déterministe conceptuel

Pas de temps : jour

Eau : séparation (i) des phénomènes verticaux de drainage et de lessivage de l'azote dans la zone saturée et (ii) de l'écoulement latéral de versant vers la rivière. Écoulement latéral simulé par une version modifiée de TOPMODEL

Azote : transformations dans la zone supérieure du sol (0 à 20 cm) : minéralisation, dénitrification, absorption par les plantes. Transformations dans les zones ripariennes et les rivières ne sont pas prises en compte. Transferts dans la zone non saturée par prise en compte de deux porosités qui permettent un stockage. L'écoulement latéral du nitrate se fait à deux vitesses : une partie est évacuée rapidement, et une lentement, les proportions étant déterminées par le déficit hydrique

Entrées : données météo, variables de description du sol, de la topographie et disposition des champs

Sorties : débit et concentration à l'exutoire, teneurs en azote du sol spatialisées...

Calibration/validation/paramètres : calibration sur un an, validation sur le reste

Applications : Slapton Wood (GB)

Limites : pas de distribution des processus de transfert

Encadré 6. HBV-N

Références : Arheimer et Brandt (1998) ; Arheimer et Liden (2000) ; Lindström *et al.* (1997)

Objectif : calcul des transformations d'azote liées à l'eau lors du transport des sources vers la mer pour application au sud de la Suède

Domaine d'application : divers bassins

Composantes : modèle hydrologique HBV auquel ont été ajoutés des modules azote

Type d'approche : semi-distribué, approche statistique pour décrire les variations dans chaque sous-bassin

Conceptuel avec des algorithmes physiques-logiques

Pas de temps : jour

Eau : modèle HBV (Lindström *et al.*, 1997)

Azote : concentration du sol déterminée pour chaque occupation du sol ; lessivage à la même concentration ; mélange des différentes eaux (lessivage, apports atmosphériques...) par sous bassins et les écoulements sont mélangés à ceux des bassins amont et aux effluents non agricoles. En plus de ces mélanges, des relations empiriques permettent de simuler les différents processus de pertes d'azote dans la nappe, la rivière ou les lacs

Entrées : émissions et lessivage sous différentes cultures, pluies, etp, température

Sorties : humidité du sol, niveau de la nappe et écoulements de chaque sous-bassin

Calibration/validation/paramètres : paramètres calibrés sur le débit, 10 paramètres N calibrés sur les concentrations. bonnes simulations des variables internes (neige et profondeur de la nappe)

Applications : 10 ans sur 75 rivières du nord de la Suède (145000 km² avec 3725 sous-bassins)

Limites : données sur les entrées d'azote doivent être précises pour avoir de bonnes estimations, d'où lourdeur. Interactions prises en compte par l'intermédiaire des sous-bassins en «cascade» et des capacités de rétention des différents réservoirs

Encadré 7. INCA

Références : Whitehead *et al.* (1998a et 1998b)

Objectif : évaluation des multiples sources d'azote et de sa distribution dans les bassins

Domaine d'application : bassin quelconque a priori d'après les auteurs

Composantes : 5 modules (interface SIG, modèle d'entrées d'azote, modèle hydrologique, modèle de transformations d'azote dans les versants (dont prélèvements par les plantes), et modèle de transferts et transformations d'azote en rivière)

Type d'approche : semi-distribué (sous-bassins hydrologiques découpés pour les entrées selon 6 classes d'occupation du sol) et rivière découpée en biefs.

Conceptuel ou mécaniste : basé processus pour l'azote, conceptuel pour l'eau (2 réservoirs globaux)

Pas de temps : jour

Eau : surface et sub-surface : calculs au niveau des sous-bassins des entrées d'eau dans le sol par modèle MORECS à partir de la pluie et de l'ETP, puis cascade de deux réservoirs dont les écoulements sont déterminés par des temps de transfert (donnés en entrée du modèle, peuvent être déduits d'une analyse de chroniques de débits) ; routage dans les biefs de la rivière

Azote : équations des cinétiques des réactions : cinétiques du premier ordre dans le sol (pas de transformations dans la nappe où on a seulement de la dispersion). Prélèvement par les plantes de nitrate et ammonium, nitrification, dénitrification, minéralisation et immobilisation, forment un système d'équations différentielles résolu pour chaque classe d'occupation du sol avec des paramètres différents pour les différentes occupations (calibrés ou issus de la littérature). Les calculs préalables sur l'eau permettent de pondérer certains processus selon l'humidité du sol et de calculer les flux par convection.

Entrées : découpage en sous-bassins et occupation du sol en 6 classes par sous-bassin ; sources d'azote (dépôts atmosphériques, fertilisation, humus, zones urbaines) ; chroniques pluie et etp. Le problème majeur du modèle est d'évaluer les entrées d'azote, et de n'avoir que 6 classes d'occupations.

Sorties : chroniques et bilans pour des points clés et les différents processus pour chaque type d'OS, à l'exutoire, profils de flux d'eau et N dans la rivière à certaines dates et distributions statistiques

Calibration/validation/paramètres. stochastique. Besoin de calibration et de validation extensives pour vérifier les différentes hypothèses pour les processus

Applications : sur deux grands bassins anglais contrastés de 1090 et 8380 km² (Whitehead *et al.*, 1998b), avec une simulation de scénarios de changement de pratiques, et application en cours sur de nombreux bassins européens dans le cadre d'un programme européen. Calibration sur les flux générés par les différents processus, par comparaison avec des valeurs trouvées dans la littérature, et calibration sur des chroniques (qui sont d'ailleurs les objectifs de sorties d'INCA). Pas calibré ou validé spatialement.

Limites : temps de transferts dans les différents compartiments doivent être donnés en entrée, et ne dépendent pas des niveaux d'eau. Pas de rétrocontrôle possible.

Encadré 8. SWIM (Soil and Water Integrated Model)

Références : Krysanova *et al.* (1998)

Objectif : fournir un outil basé sur les SIG pour la modélisation hydrologique et la qualité de l'eau sur des moyens à grands bassins (100 à 10000 km²), utilisable pour l'étude de changements de climat ou de pratiques agricoles à l'échelle régionale

Domaine d'application : moyens à grands bassins (100 à 10000 km²)

Composantes : SWAT (modèle hydrologique distribué dérivé de CREAMS) et MATSALU. hydrologie, végétation, dynamique de l'azote et érosion (c'est plutôt une combinaison des bons côtés de chacun qu'un couplage) ; couplé avec SIG GRASS

Type d'approche : distribué en unités homogènes basées sur sous-bassin, occupation du sol et type de sol. Les sous-bassins sont reliés entre eux par un «routage», mais les unités sont indépendantes et leurs contributions sont moyennées par bassin

Conceptuel ou mécaniste : basé processus, avec tous les types de représentation possible (d'empirique à mécaniste)

Pas de temps : jour

Eau : bilan hydrique par colonne de sol (pluie, ETR, percolation, ruissellement, écoulement sub-superficiel latéral et écoulement profond de nappe peu profonde (5 à 25m), remontée capillaire, percolation vers la nappe profonde)

Azote : minéralisation, fertilisation, prélèvements par les plantes, flux latéraux avec l'eau, lessivage, pertes par érosion et dénitrification.

Entrées : pluies, température de l'air (minimum, maximum et moyenne) et rayonnement global ; données pour les sols (10 param), cultures et pollutions

Sorties : débit dans la rivière, chroniques des transformations d'azote, bilans...

Calibration/validation/paramètres : utilisation d'informations régionales existantes. Tests et validation des différents modules sur cinq des sous-bassins de l'Elbe (Allemagne). Sur un sous-bassin (Stepenitz), validation du débit avec le débit mesuré et des principaux flux d'azote (minéralisation, prélèvements par les plantes, lessivage, dynamique de stockage) avec des estimations régionales ou des mesures locales, après calibration de certains paramètres.

Applications : sous-bassins de l'Elbe (Allemagne). Assez bons résultats pour l'eau et l'azote (flux moyens et dynamiques) sur un des sous-bassins, les autres n'étant pas jaugés.

Limites : pas d'interactions amont-aval entre les unités

Encadré 9. TOPMODEL/SLIM

Références : Van Herpe *et al.* (1998)

Objectif : simulation du transport de nitrate dans les bassins ruraux, avec un modèle conceptuel simple (principes du Minimum Information Requirement), pour modéliser les pertes en nitrate et les effets de la modification de l'utilisation des terres dans le cadre de la planification des aménagements

Domaine d'application : BV moyen, compatible avec TOPMODEL ?

Composantes : SIG pour gérer les entrées (occupation du sol, application de la fertilisation, type d'animal présent, type de sol) +/- module plante (IRRIGUIDE) + hydrologie par TOPMODEL modifié + module de lessivage d'azote contrôlé par les niveaux d'eau (SLIM) + module de transfert basé sur le modèle de chasse qui contrôle les arrivées d'N au ruisseau

Type d'approche : global ou distribué

Conceptuel simple (MIR) pour l'ensemble, mais certains processus sont modélisés de façon quasi déterministe (SLIM).

Pas de temps journalier pour les applications présentées

Eau : TOPMODEL (surface + nappe)

Azote : - SLIM, fonction de production qui donne l'azote lessivé sous le profil (sol découpé en couches dans lesquelles l'azote est réparti en une fraction immobile et une mobile déplacée selon un simple modèle empirique par la pluie efficace estimée par la recharge dans TOPMODEL ou par IRRIGUIDE)

- une fonction de transfert basée sur l'hypothèse de chasse de Hornberger *et al.* (1994), un peu remaniée, qui postule que la concentration en azote dans la rivière dépend de la saturation du bassin : au-dessus d'un certain déficit la concentration est fixée à C_0 , en dessous elle croît linéairement avec la saturation ; si un lessivage se produit, la concentration devient celle du mélange de la nappe présente et du lessivage.

Entrées : précipitations, ETP, débit à l'exutoire, concentration initiale de la nappe, azote lessivable au début de la période de lessivage

Sorties : débit (sorties classiques de TOPMODEL), concentration dans la rivière

Calibration/validation/paramètres : calibration classique de TOPMODEL. Azote calibré sur données concentration dans la rivière

Applications : Van Herpe *et al.* (1998), sur Sorbrook (UK, 97 km²) et Zwalm (Belgique, 114 km²). Bons résultats eau et azote dans la rivière. Quinn *et al.* (1996), sur Great House (1400 km²). Résultats assez bons pour l'eau ; des erreurs en été où les épisodes correspondant aux orages ne sont pas du tout simulés (ceci est typique des modèles basés sur une approche "déficit hydrique"). Pour l'azote, l'ajustement à la structure saisonnière et aux pics est bon.

Limites : Concentration de base C_0 est déterminée par observations. Elle est constante si on suppose qu'il n'y a pas de changement d'OS, ce qui rend difficile une simulation de changement d'OS.

Pas de spatialisation des entrées et des chemins de l'azote, et entrées d'azote prises en compte seulement comme azote lessivable au début de la période de lessivage, non pas comme des entrées étalées dans le temps, ce qui ne reproduit donc pas les fuites dues aux apports importants de fumiers en février par exemple (début de l'autorisation d'épandage).

Pas d'interaction nappe/plante

Encadré 10. MIKE SHE / DAISY

Références : Refsgaard *et al.* (1999) ; Styczen et Storm (1993) et Thorsen *et al.*, (1996)

Objectif : prédiction de la pollution diffuse de la nappe par le nitrate d'origine agricole

Domaine d'application : grands BV sur lesquels on a des bases de données assez importantes (GISCO, EUROSTAT...)

Composantes : MIKE SHE + DAISY

Type d'approche : distribué

Mécanisme pour MIKE SHE et DAISY

Pas de temps : jour

Eau : pour chaque zone agricole Daisy calcule le comportement de l'eau et de l'azote à partir de la surface et à travers la zone racinaire. L'eau et l'azote qui percolent sont ensuite pris en charge par MIKE SHE

Azote : 1D dans le sol simulé par Daisy : équation convection - dispersion, prélèvement par les plantes, minéralisation, immobilisation, nitrification et dénitrification.

Entrées : utilisation de bases de données européennes, avec parfois changement d'échelle et aggrégation nécessaires

Sorties : différentes sorties spatialisées

Calibration/validation/paramètres : pas de calibration nécessaire a priori, car utilisation de paramètres mesurés (ou trouvés dans la littérature) ou de fonctions de transferts pour estimer les paramètres à partir des bases de données. Validation sur les bilans d'eau annuels (et débits) et sur les chroniques de concentration de la nappe en différents points mesurés

Applications : 2 BV au Danemark (518 et 536 km²). Assez bons résultats pour les débits et concentrations de la nappe en plusieurs points

Limites : pas de feed-back nappe-plante à cause de la succession Daisy-Mike SHE. Pas de bonne simulation de la dynamique de la nappe dans les applications présentées

Encadré 11. NMS (Nitrogen Modelling System : EPIC + SHETRAN)

Références : Lunn *et al.* (1996)

Objectif : modélisation des transports de nitrate dans de grands bassins

Domaine d'application : grands bassins

Composantes : détermination des catégories d'entrées d'azote ; chroniques de prélèvements par les plantes et azote lessivable simulées par EPIC pour chaque catégorie ; simulation des profils initiaux d'azote dans la zone non saturée de chaque catégorie par un modèle 1D : MP pour éviter une longue période d'initialisation avec SHETRAN ; simulation de transport de nitrate avec SHETRAN-UK

Type d'approche : distribué (mailles de 1 km²) + discrétisation verticale

Bases physiques

Pas de temps : 1h

Eau : SHE

Azote : double porosité. simulation des différentes transformations par EPIC et SHETRAN, et du transport vertical pour initialisation par MP

Entrées : données agronomiques (dont carte d'occupation du sol), données météo, cartes des sols (qui permettent de construire une carte avec les pourcentages des différentes catégories d'entrées d'azote sur chaque maille)

Sorties : concentrations en différents points du bassin

Calibration/validation/paramètres : en théorie, valeurs des paramètres tirées de résultats terrain ou de la littérature, mais calibration nécessaire pour certains (comme la concentration initiale de la nappe déduite de la concentration de l'écoulement de base). Validation par comparaison des concentrations en plusieurs points du bassin.

Applications : simulation du transport de nitrate sur le bassin de Tyne (3000 km², UK) de 1985 à 1989 montre une concentration de base assez basse, avec des pics de concentration lors des pluies survenant après un apport d'engrais. Les résultats sont en accord avec les mesures mensuelles en différents points du bassin, même s'il est difficile de comparer des simulations horaires et des mesures mensuelles. Applications et tests de terrain montrent des pics de concentration lors des épisodes pluvieux suivant une fertilisation, par entraînement de nitrate par écoulement de surface, ce qui est peu observé et pris en compte jusque là.

Limites : pas d'interactions nappe-plantes puisque les plantes sont simulées avant l'eau dans le bassin, et indépendamment de leur position par rapport à la rivière par exemple

Encadré 12. SHETRAN/NITS

Références : Birkinshaw et Ewen (2000a et 2000b)

Objectif : avoir un modèle «complet» de transfert et transformations d'azote à bases physiques distribué, à la fois de recherche et d'aide à la décision

Domaine d'application : tout bassin sur lequel on dispose des informations nécessaires

Composantes : modules entièrement intégrés : eau par SHETRAN (Ewen 1995), NITS (Nitrogen Integrated Transformation component for SHETRAN) pour les transformations d'azote et SHETRAN pour les transferts des différentes formes de l'azote

Type d'approche : distribué horizontalement (grille à maille régulière, avec possibilité d'Upscaling) et discrétisé aussi verticalement

Mécaniste

Pas de temps : de l'heure à la journée

Eau : interception, ETR, ruissellement, écoulement en rivière (St Venant simplifié), écoulement dans la zone non saturée (Richards), comportement de la nappe (équation de Boussinesq 2D) ; système d'équations résolu par la méthode des éléments finis par un schéma implicite

Azote : 5 pools (nitrate, ammonium, litière, fumier et humus) associés à 3 pools de carbone ; transformations gérées par le module NITS (minéralisation, immobilisation, prélèvements par les plantes selon des courbes paramétrées dans la littérature, nitrification, dénitrification) ; double porosité pour les transferts rapides et l'immobilisation ; équation convection dispersion grâce au champ de vitesses déterminé par les équations liées à l'hydrologie

Entrées : données météo, concentrations initiales, chroniques de fertilisation, occupation du sol, description du bassin

Sorties : débit, profondeur de la nappe, concentration en nitrate de la rivière, répartition spatiale du nitrate, prélèvements par les plantes, bilan des différentes transformations...

Calibration/validation/paramètres : paramètres estimés sur le terrain, d'après la littérature (fertilisation, teneur du sol en matière organique, paramètres de décomposition de la matière organique, occupation du sol), après des périodes d'initialisation (concentration initiales en nitrate). Validation séparée des différentes composantes de NITS. Validation sur le débit et sur les profondeurs de nappe en certains points ; sur les concentrations en nitrate à l'exutoire et l'estimation des flux pour les différentes transformations de l'azote. Beaucoup de paramètres à estimer, mais des simplifications sont faites (par exemple le sol est considéré comme uniforme dans l'application sur le Slapton Wood)

Applications : Slapton Wood au pas de temps horaire, sans aucun calage des paramètres concernant l'azote, mais calibration du débit par essai-erreur avec calage du potentiel matriciel et de la conductivité hydraulique (avec toutefois une légère surestimation du débit annuel). Bonne dynamique de la concentration en nitrate à l'exutoire. Application satisfaisante

Limites : transfert d'échelle (du VRE à des volumes de plus de 1km de large) sans justification, remis en cause par Beven (1989 et 1996), Grayson *et al.* (1992), Klemes (1986 et 1988), Smith *et al.* (1994) ; pas d'écoulement latéral dans la zone non-saturée alors que cette hypothèse est au centre de certaines modélisations suite à des observations à plus grande dimension que le VRE ; problème de l'estimation des paramètres qui transforme ce modèle mécaniste en un ensemble de boîtes noires ; problème de temps de mise en œuvre et de temps de calcul

B.3. Intérêts et limites des modèles présentés

On vérifie généralement que le développement d'un modèle dépend des objectifs fixés au départ, de par la résolution spatiale adoptée, les processus pris en compte et l'approche de modélisation mise en œuvre (de manière physique, conceptuelle ou empirique). Tous les modèles présentés ici sont appliqués par leurs développeurs avec un succès plus ou moins grand, et leurs résultats sont considérés comme répondant aux objectifs. Peu de réelles validations sont cependant réalisées, souvent à cause du faible nombre de données mesurées. De plus, il n'existe quasiment aucune validation sur des données distribuées dans l'espace.

Les modèles sont souvent très spécifiques à des bassins versants, des situations (agronomiques, climatiques...), ou des phénomènes (lessivage, transferts dans la nappe...). Lorsqu'ils tentent de décrire les systèmes de façon plus complète, c'est généralement en rassemblant des modèles différents. On peut ainsi simuler les flux aussi bien dans la zone saturée que dans la zone non saturée, et les différentes transformations mises en jeu dans le cycle de l'azote.

Les interactions entre différents compartiments ou zones du bassin, que ce soit entre l'amont et l'aval, ou entre l'eau des zones saturée et non saturée, sont rarement prises en compte de façon explicite. Le suivi des flux de polluants dans le bassin versant n'est alors pas possible. Seuls les modèles dérivés des modèles hydrologiques distribués à base physique comme le SHE permettent actuellement de simuler le cheminement des solutés. La contrepartie en est alors une mise en œuvre compliquée, lente, et nécessitant de nombreux paramètres. De plus, ils sont sujets aux critiques générales concernant les modèles distribués qui seront reprises plus tard.

D'une manière générale, on peut conclure que si on veut simuler des bilans annuels, les modèles physiques (voire à bases physiques) ne sont pas indispensables : des modèles entrées-sorties ou de type coefficient d'exportation sont suffisants et parfois meilleurs. Par contre, si on veut comprendre ou tester l'effet de changements (climatiques, agricoles...) des modèles à base physique sont nécessaires. Enfin, si on veut pouvoir suivre le chemin de l'eau, ou prendre en compte des interactions spatiales, seuls les modèles distribués, qu'ils soient conceptuels ou physiques, semblent convenir.

Outre l'objectif général, un facteur important qui détermine le type de modélisation est la taille et le fonctionnement du système étudié. En effet, il ne semble pas concevable à l'heure actuelle (ni même justifié) de simuler sur un bassin de 10 000 km² l'ensemble des processus déterminés localement, et des simplifications par la conceptualisation des processus ou l'agrégation des unités élémentaires sont adoptées (Lunn *et al.*, 1996 ; Whitehead *et al.*, 1998a ; Refsgaard *et al.*, 1999). De plus, si l'on sait par exemple que les échanges entre le sol et la nappe ne se font que par une recharge verticale du sol vers la nappe, il semble inutile de prendre en compte une quelconque remontée de la nappe vers le sol. Certains modèles ont été développés sur des bassins particuliers, qui peuvent être des bassins d'étude très instrumentés (par exemple Dunn *et al.*, 1998). Ils tentent alors de reproduire les phénomènes observés spécifiquement dans ces bassins, et ne sont donc pas facilement transposables.

C. Conclusion sur les modèles existants et leur applicabilité

Les interactions spatiales mises en évidence lors de l'étude du fonctionnement des bassins versants amènent à rejeter les approches du type bilan d'azote et agrégation simple de modèles à l'échelle de la parcelle (Hill, 1996 ; Durand *et al.*, 1999a). La prise en compte de processus spatialisés et le suivi des chemins hydrauliques font tendre vers une représentation distribuée du bassin, avec à la fois spatialisation de paramètres et des entrées possibles (par exemple pour spatialiser la fertilisation azotée) et des processus de transferts et de transformations dans les différents compartiments (Moore *et al.*, 1991 ; de Marsily, 1994 ; Fortin *et al.*, 1995 ; Julien *et al.*, 1995 ; Beven, 1996 ; Carluer, 1998 ; Baudez *et al.*, 1999). La prise en compte des différents processus mettant en jeu les transferts d'eau et d'azote nécessite de se baser sur des connaissances physiques, quitte à conceptualiser certains phénomènes pour simplifier, puisqu'une modélisation entièrement mécaniste est lourde à mettre en œuvre.

Notre choix s'est donc tourné vers un modèle distribué déterministe, conceptuel de manière à simplifier la description des processus. Les modèles de ce type, combinant les transferts d'eau et de polluants, comme le MIKE SHE ou SHETRAN, s'avèrent très coûteux en temps de calcul et en paramètres (surtout quand on veut simuler des phénomènes inter-annuels). De plus, ils sont basés sur de très nombreuses hypothèses et de nombreux paramètres interconnectés, de façon à représenter le plus grand nombre de processus, ce qui rend difficile l'interprétation des résultats. On a donc cherché un type de modèle moins coûteux en paramètres, donc applicable plus facilement, et permettant une interprétation plus facile de l'impact de chaque phénomène.

Aucun modèle existant ne satisfaisant l'ensemble de nos objectifs, notamment la prise en compte des interactions entre la nappe et le sol et entre l'amont et l'aval des versants, nous avons donc choisi le développement d'un nouveau modèle. Nous avons cherché dans un premier temps à représenter les processus hydrologiques.

Des modèles hydrologiques conceptuels distribués relativement simples existent, par exemple DHSVM (Wigmosta *et al.*, 1994 ; Wigmosta *et al.*, 1999), et SMR (Frankenberger *et al.*, 1999). Ils ne permettent pas non plus la prise en compte explicite des interactions entre l'amont et l'aval des bassins par l'intermédiaire de la nappe : pour SMR, la percolation sous le sol, distribué, est dirigée vers un réservoir profond global, dont les écoulements, par des sources en surface, sont supposés ne se produire qu'au voisinage de la rivière et sont donc agrégés directement dans la rivière ; de même, l'exfiltration générée par la zone saturée de DHSVM est dirigée directement dans la rivière.

Nous présentons dans le deuxième chapitre le développement d'un nouveau modèle, appelé TNT pour Transferts de Nitrate et Topographie, à partir des observations présentées dans ce chapitre.

CHAPITRE 2
BASSINS VERSANTS
ET
MODÈLE HYDROLOGIQUE UTILISÉS

Ch 2. Bassins versants et modèle hydrologique utilisés

Nous présentons ici les bassins versants, réels et virtuels, que nous allons utiliser dans cette étude, pour la calibration et la validation du modèle et son application. Nous présentons ensuite les modules hydrologiques développés et l'analyse de leur sensibilité aux différents paramètres et à la méthode de définition du réseau de drainage. Enfin, nous exposons les différentes possibilités d'intégration de modules de transferts et transformations d'azote.

A. Choix méthodologiques et cahier des charges du modèle

A.1. Bassins versants

Deux types de bassins versants ont été utilisés pour les simulations : le bassin versant expérimental de Kervidy (Morbihan), et un ensemble de bassins artificiels construits mathématiquement, et qualifiés de virtuels.

A.1.1. Bassin versant expérimental

A.1.1.1 Choix du bassin versant expérimental de Kervidy

Le bassin versant de Kervidy (Figure 4) est un sous bassin amont du bassin versant expérimental de Naizin, suivi depuis 1971 par les instituts de recherche de la région Bretagne, et qui a notamment fait l'objet du programme de recherche CORMORAN (Cheverry, 1998).

Sa superficie assez restreinte, d'environ 5 km², permet à la fois d'avoir une connaissance relativement précise des caractéristiques physiques et agronomiques du bassin, et de considérer le bassin comme représentatif d'un fonctionnement de bassin versant sur substrat imperméable. Cette taille est en effet suffisante pour présenter la majorité des processus hydrologiques et du cycle de l'azote qui peuvent exister dans les versants, en s'affranchissant des processus internes au réseau hydrographique ou des hétérogénéités spatiales (climatiques et géologiques), qui introduisent une complexité supplémentaire, dans les grands bassins versants (Mérot et Durand, 1995).

De plus, c'est un des rares bassins versants expérimentaux soumis à une agriculture intensive, et qui présente une forte pollution par le nitrate.

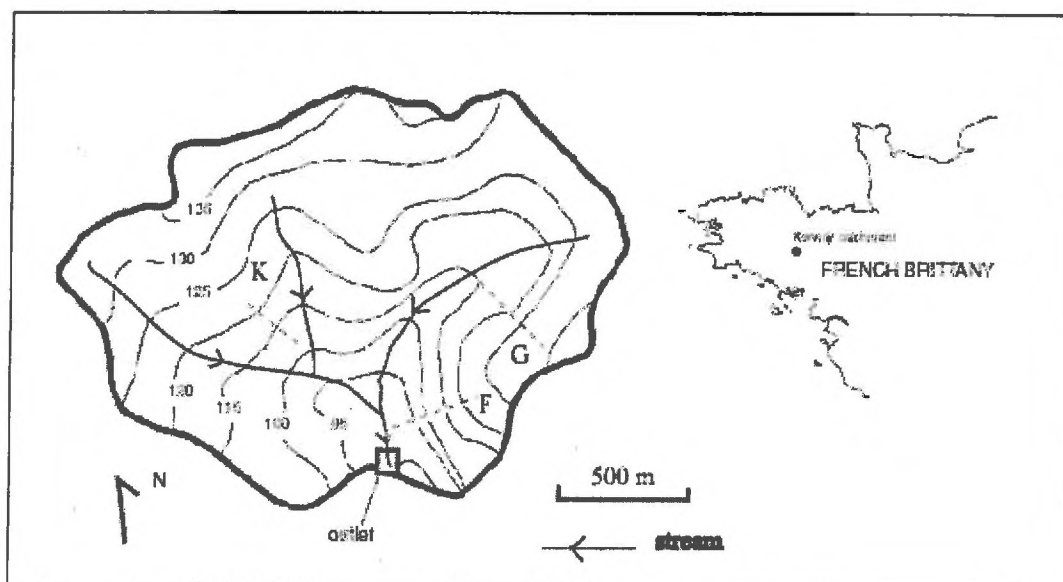


Figure 4. Situation du bassin versant de Kervidy (d'après Molénat, 1999)

A.1.1.2 Description du bassin et données existantes

Une description succincte est donnée dans les articles inclus dans ce mémoire, et on peut se référer aux travaux de Cheverry (1998), Carluer (1998) et Molénat (1999), ainsi qu'au premier chapitre de ce mémoire, pour plus de détails concernant la géologie, la pédologie, l'agronomie et l'hydrologie.

Un déversoir et une station climatique ont été installés en 1993, permettant la mesure de débits et des pluies journalières (Figure 5). Le climat est caractéristique des régions océaniques tempérées, avec des précipitations et une évapotranspiration potentielle annuelles moyennes de 909 mm (de 1968 à 1997) et 690 mm (de 1996 à 1999) respectivement. Le débit spécifique moyen annuel a évolué entre environ 200 et 580 mm depuis 1993.

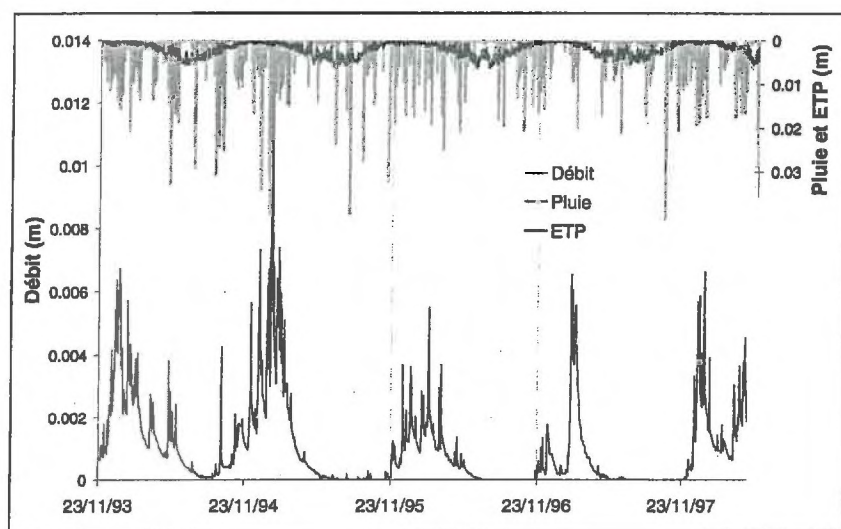


Figure 5. Pluie, etp et débit spécifique du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997

La concentration en divers éléments (tels que chlorure, nitrate, sulfate, certains éléments traces) est aussi suivie dans le bassin. Les mesures de la concentration en nitrate sont présentées sur la Figure 6.

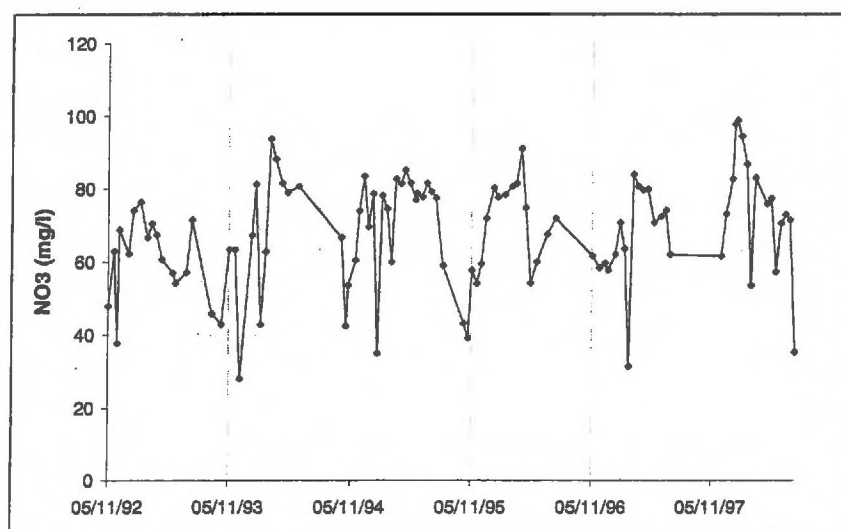


Figure 6. Concentration en nitrate à l'exutoire du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997

Un réseau de piézomètres a été installé depuis 1997 par Molénat (1999) selon trois transects (F, G et K sur la Figure 4). Ces piézomètres permettent un suivi de la dynamique de la nappe et de sa composition chimique. Parmi ces transects de piézomètres, celui de Guériniec est suivi depuis le plus longtemps, et les données collectées sont utilisées dans la suite de ce mémoire.

A.1.2. Bassins versants virtuels

A.1.2.1 Justification de l'utilisation de bassins virtuels

Nous avons choisi de travailler sur des bassins virtuels, créés mathématiquement, pour plusieurs raisons (Ruiz *et al.*, 2000) :

- cela permet une simplification des systèmes complexes que sont les bassins versants réels, en choisissant des caractéristiques simples (par exemple des sols homogènes sur tout le bassin, un profil de pente unique, un réseau de drainage géométrique...) et des lois simples qui déterminent le fonctionnement du bassin ;
- cela permet de créer une grande diversité de situations sans multiplier les sites d'expérimentation, sur lesquels on devrait connaître toutes les caractéristiques (physiques et agronomiques par exemple), comme pour le bassin de Kervidy ;
- cela permet de tester l'influence d'un facteur sur le fonctionnement du système indépendamment des autres facteurs, par des tests de scénarios basés sur la variation de ce seul facteur. On peut, par exemple, tester l'effet du profil de pente indépendamment du type de sol.

Pour pouvoir reproduire le fonctionnement d'un système réel, ces bassins virtuels doivent cependant intégrer les paramètres physiques et/ou agronomiques les plus importants dans le contrôle des flux, mais aussi respecter les règles connues déterminant l'organisation spatiale de ces paramètres. Leur construction doit donc être basée sur les connaissances acquises sur des bassins versants existants. Les caractéristiques des sols par exemple sont reprises de sols réels. De même, les réseaux de drainage sont construits de façon à reproduire les formes de bassins observés. On peut choisir de créer des réseaux convergents, à l'image de ceux présents en tête de versant ou comme les grands bassins versants formés par la convergence de plus petits bassins, ou à l'opposé des réseaux parallèles, que l'on trouve sur les versants des bassins « pennés ».

A.1.2.2 Description des bassins construits

Nous avons construit six types de bassins versants virtuels, différant uniquement par leur profil de pente et leur réseau de drainage. Ce sont des carrés de 400 mailles carrées de 40m de côté, soit une superficie de 64 ha (Figure 7). Le dénivelé maximum est de 26 m. Deux types de profils de pente ont été retenus : un type à dominante concave, simulant une large vallée, et un type à dominante convexe, simulant une vallée étroite et un plateau étendu. Les profils de pente ont été distribués sur le bassin, soit par rotation autour d'un exutoire unique pour obtenir une tête de vallon (type convergent), soit par

translation pour obtenir un versant régulier (type parallèle). Un type intermédiaire a été réalisé à partir du type parallèle, en introduisant des points hauts à mi-versant. On a donc six types géomorphologiques (notés par la suite Cc, Cv, Pc, Pv, Xc, Xv avec C : convergent, P : parallèle, X : intermédiaire, c : concave, v : convexe). Le sol est homogène sur tout le bassin, et correspond aux caractéristiques moyennes des sols du bassin versant expérimental de Naizin (Morbihan) : 80 cm de profondeur, 180 mm de réserve utile, horizon travaillé de 20 cm, à 17% d'argile et 2,4% de matière organique.

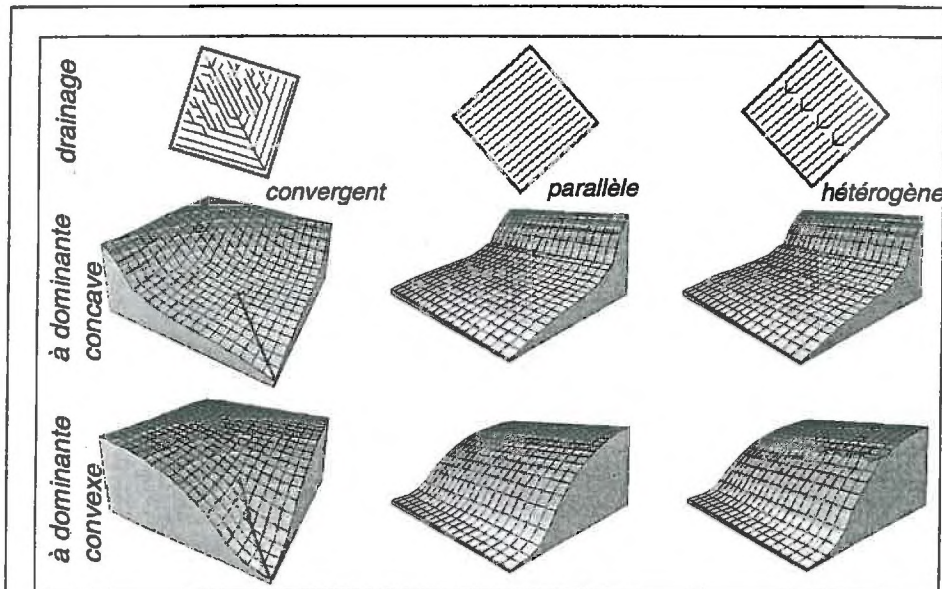


Figure 7. Six types de bassins versants virtuels

A.2. Cahier des charges du modèle

A.2.1. Rappel des objectifs

Nous avons pour objectifs non seulement de pouvoir reproduire le comportement hydrologique et géochimique des bassins versants, dans un but prédictif et opérationnel, mais aussi de tester des hypothèses sur le fonctionnement des bassins versants afin de mieux comprendre et expliquer les processus mis en jeu.

Nous cherchons notamment un outil permettant de répondre aux questions suivantes :

- les pertes de nitrate sous les cultures peuvent-elles être minimisées, à l'échelle du bassin versant, par une organisation spatiale des pratiques agricoles ?
- peut-on, et comment, évaluer l'inertie des hydrosystèmes ?
- quelles sont les potentialités épuratrices des milieux naturels, notamment grâce aux zones humides reconnues comme importantes dans la rétention d'azote ?

A.2.2. Caractéristiques et processus importants, liés au contexte breton

De plus, nous cherchons à utiliser un modèle adapté au contexte breton, à savoir un climat tempéré humide, avec des écoulements souterrains peu profonds dominants et un ruissellement sur zones contributives à surface variable, permettant notamment de prendre en compte des échanges d'eau et de solutés le long du parcours dans le bassin versant. Plus généralement, ceci correspond au fonctionnement des bassins versants sur socle en climat tempéré.

Nous avons recensé dans la première partie les points importants du fonctionnement des bassins versants à prendre en compte, que nous rappelons :

- interactions entre la nappe et le sol pour l'eau et l'azote ;
- importance des chemins hydrauliques pour l'acheminement de l'eau et l'azote ;
- importance de la topographie dans les transferts ;
- stockage d'azote dans les sols (matière organique, porosité de rétention) ;
- stockage d'azote dans la nappe et dans la zone de battement de nappe ;
- organisation des processus dans l'espace ;
- débit généré en majeure partie par des écoulements en nappe peu profonds ;
- ruissellement sur aires saturées à surface variable.

A.2.3. Phénomènes à modéliser

Les phénomènes hydrologiques étant au cœur des transferts et transformations d'azote, nous avons choisi dans un premier temps de mettre l'accent sur leur modélisation, en gardant comme priorités :

- la simulation des phénomènes et des flux aussi bien en surface, dans le sol et à travers la zone non saturée que dans la zone saturée ;
- la prise en compte des phénomènes localisés dans l'espace, que ce soient les entrées liées aux pratiques agricoles ou les processus d'épuration comme la dénitrification ou la consommation des plantes en bas de versant ;
- la prise en compte des éventuelles interactions spatiales au sein des bassins, que ce soit entre l'amont et l'aval ou entre la surface et la profondeur, par un suivi des chemins de l'eau et des solutés ;
- l'estimation des temps de transferts dans les bassins et les versants, avec les différents stockages possibles ;
- la possibilité de simulation des différences liées à la géomorphologie des bassins ou à des changements de pratiques agricoles.

A.2.4. Choix méthodologiques

Étant donnée l'importance de la représentation de phénomènes spatialisés, comme les interactions entre la nappe et le sol, la dénitrification dans les zones humides, la fertilisation à la parcelle..., le modèle hydrologique doit pouvoir simuler des processus et fournir des résultats spatialisés, et non pas seulement des résultats ponctuels ou moyens comme par exemple le débit à l'exutoire ou les variations

moyennes du stock dans le bassin versant. C'est pourquoi nous avons opté pour un modèle distribué, à la fois pour prendre en compte des paramètres et des variables spatialisés, mais aussi pour modéliser les processus de façon distribuée. Si la spatialisation des paramètres est souvent reconnue comme nécessaire (Lamb *et al.*, 1997 ; Seibert *et al.*, 1997 ; Saulnier *et al.*, 1997 ; Gascuel-Oudou *et al.*, 1998), on garde pour autant à l'esprit les inconvénients d'une méthode qui discrétise les processus. Elle est à la fois prônée par certains auteurs, comme Moore *et al.* (1991), de Marsily (1994), Fortin *et al.* (1995), Julien *et al.* (1995), Carluier (1998), et Baudez *et al.* (1999) et remise en cause par d'autres comme par exemple Beven (1996), ou Worrall et Burt (1999). Nous reviendrons sur ce point dans le paragraphe A du chapitre 4.

Dans un but de compréhension des phénomènes avant leur prévision, une modélisation sur des bases physiques est préférable. Dans un souci de simplicité, nous avons toutefois choisi de conceptualiser certaines approches, tout en leur gardant une signification physique par une modélisation basée sur la description des différents processus. Une des principales hypothèses conceptuelles est l'estimation du gradient hydraulique et la détermination des chemins hydrauliques à partir de la topographie. En Bretagne, plusieurs auteurs ont utilisé cette hypothèse : Bruneau (1992), Crave et Gascuel-Oudou (1997), Gineste (1998), Franks *et al.* (1998) et Carluier (1998), même si elle est remise en cause par Molénat (1999), Gascuel-Oudou et Molénat (2000), Jordan (1994) et Storm et Refsgaard (1996) (cf paragraphe B du chapitre 4).

Les phénomènes liés aux transferts et transformations d'azote sont inter-annuels, au moins dans le contexte breton. De plus, pour simuler des processus qui peuvent être différents chaque jour selon le déficit hydrique, la croissance des plantes ou la température par exemple, il faut que le modèle fonctionne en continu, et puisse simuler de longues séries chronologiques.

Enfin, le modèle hydrologique doit être construit de façon à pouvoir intégrer les divers transferts et transformations d'azote, que ce soit par couplage avec un (ou des) modèle(s) existant(s) ou par ajout de modules internes permettant des entrées et paramètres variables dans l'espace, la possibilité de réalimentation des sols en bas de versant... Ces points sont pris en compte dans le développement du modèle, qui, du point de vue informatique, est codé en langage C de façon modulaire afin de pouvoir ajouter ultérieurement les modules concernant l'azote. De plus, cette construction modulaire permet de tester assez aisément de nouvelles hypothèses de fonctionnement. En effet, pour s'adapter aux questions et aux avancées de la recherche, le modèle est toujours en évolution : il est remanié quand on apporte une nouvelle connaissance, quand de nouvelles questions sont soulevées par les pollutions par l'azote, ou quand de nouvelles hypothèses doivent être posées du fait de la non validation du modèle. Ainsi, des hypothèses quant aux compartiments au sein des mailles ou la spatialisation des différents paramètres ont évolué au cours du développement. Du point de vue informatique, nous avons aussi cherché à développer le modèle de façon à optimiser la gestion de la mémoire, pour permettre les simulations avec un grand nombre de mailles dans un premier temps, puis avec un grand nombre de parcelles et de types de culture par la suite.

B. Présentation des modules hydrologiques TNT et TNT2.

Le modèle utilisé est présenté dans chaque article intégré dans ce mémoire (paragraphe D de ce chapitre, et paragraphes A.2 et C.2 du chapitre 3), mais nous le présentons d'une manière plus détaillée et complète dans cette partie. Une validation des deux versions du modèle est présentée dans les deux articles correspondants présentés dans le chapitre 3.

Le bassin versant est découpé en mailles carrées régulières à partir d'un MNT. Les mailles sont reliées entre elles par un réseau de drainage, dont les directions de drainage sont déterminées aussi à partir du MNT. Le calcul des processus et des stocks est effectué au niveau de chaque maille, à chaque pas de temps (journalier). Dans cette partie nous présentons dans un premier temps les concepts de base pour le calcul des flux, dérivés de TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979), puis le fonctionnement au niveau de chaque maille et enfin le fonctionnement sur l'ensemble du bassin versant, avec les paramètres et variables requis et les résultats possibles.

B.1. Base conceptuelle du TOPMODEL initial

TOPMODEL est basé sur le concept du ruissellement sur zones contributives, déterminées par la topographie par l'intermédiaire d'un indice topographique. Il a été présenté en détails notamment par Saulnier (1996).

L'échelle de TOPMODEL initial est celle du versant ; c'est un modèle que l'on peut qualifier de semi-distribué (Figure 8).

TOPMODEL permet, à partir de la topographie du bassin versant, d'établir une relation entre le déficit hydrique moyen du bassin et le déficit hydrique en chaque point selon son indice topographique. Le modèle calcule l'exfiltration de la nappe au niveau des zones saturées, ce qui donne le débit à l'exutoire du bassin Q_b , en fonction du déficit hydrique à l'instant t . Par un bilan de masse, on détermine le déficit hydrique moyen au pas de temps suivant. La connaissance de ce déficit moyen permet de calculer le déficit local en chaque point du bassin, afin de calculer différentes variables, par exemple le ruissellement et l'évapotranspiration.

TOPMODEL permet ainsi d'avoir une estimation de l'état hydrique de chaque point, mais il ne décrit pas explicitement les échanges latéraux entre les points du bassin. L'idée de TNT est donc de reprendre le fonctionnement de TOPMODEL, au niveau de chaque maille, pour simuler les écoulements locaux. Des adaptations sont nécessaires :

- relaxer l'hypothèse d'apports et de recharge homogènes, par un calcul à la maille ;
- permettre la gestion de l'azote, en raisonnant sur des réservoirs capacitifs, et non plus en déficits hydriques, et notamment en dimensionnant le réservoir nappe ;

- permettre la ré-alimentation en bas de versant, avec introduction d'écoulements «superposés» permettant des échanges entre la nappe et le sol, et suivi des chemins de l'eau et de l'azote par un calcul de maille en maille.

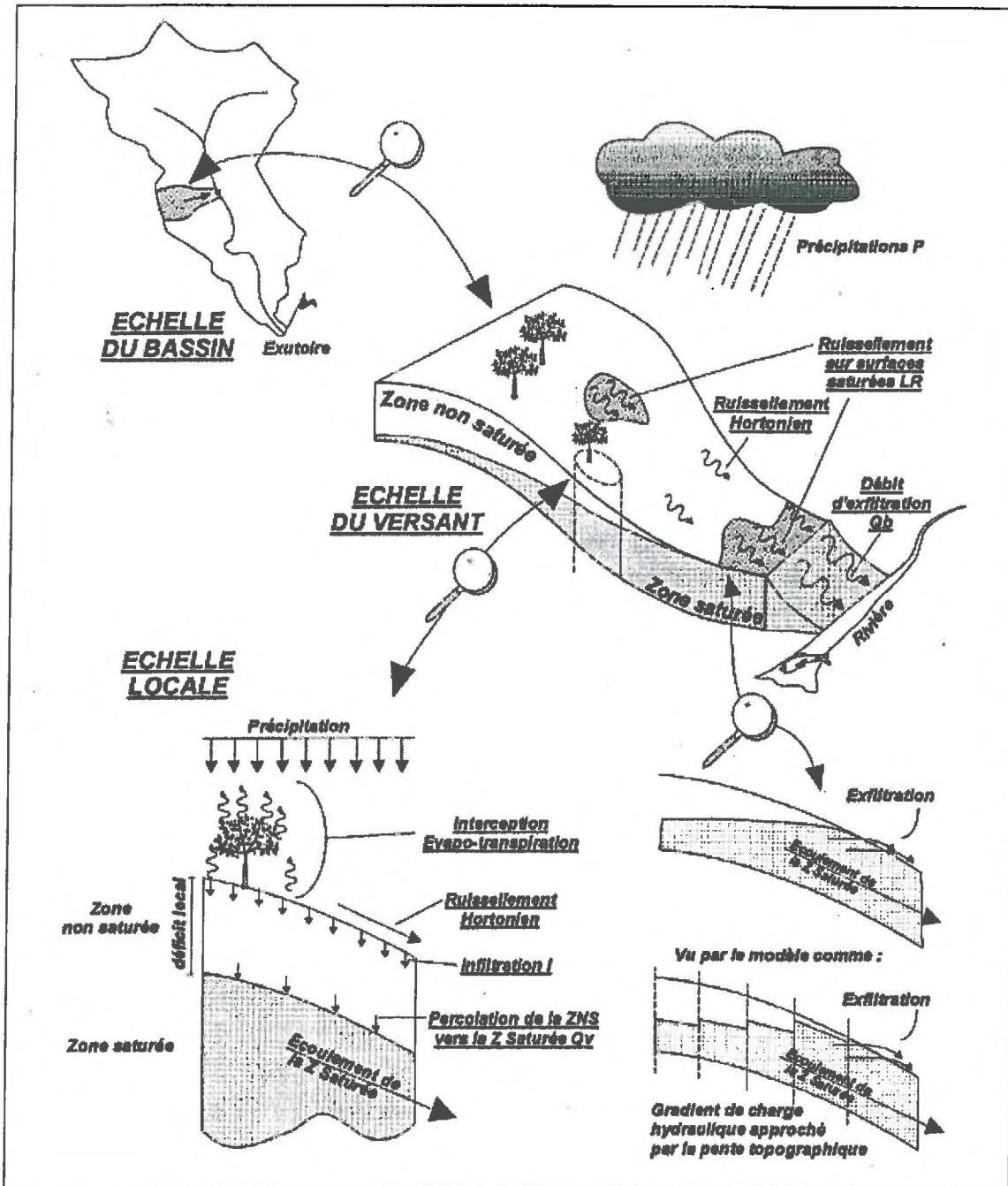


Figure 8. Schéma de fonctionnement de TOPMODEL (d'après Saulnier, 1996)

Les principaux flux peuvent être calculés en chaque «maille» dans TOPMODEL :

- l'évapotranspiration réelle est estimée à partir de l'évapotranspiration potentielle (donnée d'entrée) et en général en fonction du déficit hydrique du sol. Elle est prélevée dans le réservoir racinaire du sol ;

- un ruissellement hortonien peut être simulé dans certaines versions de TOPMODEL, par exemple en prenant en compte la conductivité à la surface du sol. Au pas de temps journalier et suite aux travaux de Cros-Cayot (1996) nous avons négligé la genèse de ce ruissellement par refus d'infiltration dans notre contexte ;

- dans la zone non saturée, TOPMODEL distingue un drainage gravitaire et un drainage capillaire, qui se produisent dans deux «zones» distinctes, respectivement «active» et «non active» (sous entendu dans la dynamique du bassin). Généralement, seule la partie active est considérée, et permet le calcul de la recharge de la nappe. On peut retenir deux formulations principales : la première proposée par Beven et Wood (1983) estime la recharge en fonction de la quantité d'eau présente dans la zone active, du déficit hydrique, et d'une constante correspondant à un temps de transfert ; la deuxième simule la recharge par une loi de Darcy verticale à l'interface entre la zone non saturée et la zone saturée. Avec un pas de temps journalier et des sols relativement drainants, nous avons pu adopter ces deux formulations, mais nous ne présenterons dans ce mémoire que les versions prenant en compte une loi de Darcy verticale.

- dans la zone saturée, les flux latéraux sont considérés comme dominants, et sont simulés par la loi de Darcy avec les hypothèses suivantes :

- le gradient hydraulique est lié à la topographie. Dans la version initiale, Beven et Kirkby (1979) prennent en compte la pente locale. Crave et Gascuel-Oudou (1997) proposent de remplacer la pente locale par la pente aval (pente entre la maille considérée et le réseau hydrographique selon le chemin hydraulique déterminé par la plus grande pente), qui permet une meilleure estimation des zones saturées et une modélisation spatiale des zones humides de bas-fonds sur plus de 300 000 ha en Bretagne (Aurousseau et Squividant, 1996a). Saulnier (1996) propose lui aussi la prise en compte du réseau hydrographique,
- la conductivité hydraulique décroît avec la profondeur. Cette décroissance est décrite par une loi mathématique, exponentielle dans la version initiale. Quelques auteurs, notamment Ambroise *et al.* (1996) et Iorgulescu et Jordan (1994) ont proposé des lois alternatives, mieux adaptées au bassin versant d'application, qui peuvent être linéaires ou paraboliques. L'analyse des récessions du débit à l'exutoire permet de choisir le profil le plus approprié. Nous avons choisi un profil de décroissance exponentielle.

B.2. Fonctionnement de TNT pour chaque maille

TNT utilise les concepts de TOPMODEL repris ci-dessus, au niveau de chaque maille. Une maille i en surface, caractérisée par son altitude et sa pente aval β_i , correspond à une colonne comprise verticalement entre la surface du sol et le mur de la nappe.

Plusieurs versions ont été élaborées au fur et à mesure du développement du modèle (Cancouët, 1997 ; Diquelou, 1998 ; Cotteret, 1999 ; Hannot, 1999). Nous présentons ici en détail les deux principales, qui ont été utilisées pour les applications ayant donné lieu aux articles présentés dans ce mémoire.

Une hypothèse fondamentale du développement de TNT est l'existence d'échanges, dans la zone aval, entre l'eau de la nappe, qui circule, et l'eau de rétention. Deux techniques différentes ont été utilisées pour conceptualiser cette hypothèse et donnent les deux versions présentées ici. La première consiste à prendre en compte un écoulement appelé subsuperficiel entre la zone saturée d'une maille et le sol de la maille aval, se déclenchant quand la nappe atteint un certain seuil. La deuxième consiste à considérer des échanges entre des compartiments internes à la maille, grâce à un découpage plus fin de la porosité.

B.2.1. Première version avec un écoulement subsuperficiel déterminé par un seuil

Cette version a été utilisée pour les simulations concernant l'influence de la géomorphologie et de la localisation spatiale des cultures sur les flux d'azote dans les bassins versants, après couplage avec un modèle agronomique, présentées dans le paragraphe A.2 du chapitre 3.

Chaque maille est divisée en trois compartiments ou réservoirs, qui correspondent conceptuellement à des porosités et des états hydriques différents, et dont les capacités et stocks (de même que les flux) sont exprimés en hauteur d'eau (m) :

① le réservoir 1 peut être assimilé à la réserve utile, ou à la porosité de rétention de la zone racinaire, et est caractérisé par :

- son déficit maximal égal à la réserve utile : RU
- son déficit hydrique à l'instant t : $def_{RU,t}$

Il permet de prendre en compte l'évapotranspiration.

② le réservoir 2 représente la zone active de la zone non saturée vis à vis de l'écoulement rapide de l'eau (porosité de drainage) ; il peut être assimilé au stock d'eau gravitaire. Il est caractérisé par :

- son stock maximal qui varie au cours du temps, égal au déficit hydrique du réservoir 3 (épaisseur de la zone non saturée) : $def = Max_nappe - nappe_t$
- son stock à l'instant t : EG_t
- sa conductivité à saturation à la surface : $K_0 (m/\Delta t)$

③ le réservoir 3 peut être assimilé à la nappe ou à la porosité de drainage de la zone saturée, et est caractérisé par :

- son stock maximal : Max_nappe
- un seuil de saturation : $seuil$
- son stock à l'instant t : $nappe_t$
- sa transmissivité latérale de l'ensemble du profil de sol à saturation $T_0 (m^2/\Delta t)$

Les réservoirs et les écoulements sont schématisés de manière détaillée sur la Figure 9 et de manière plus simplifiée sur la Figure 10.

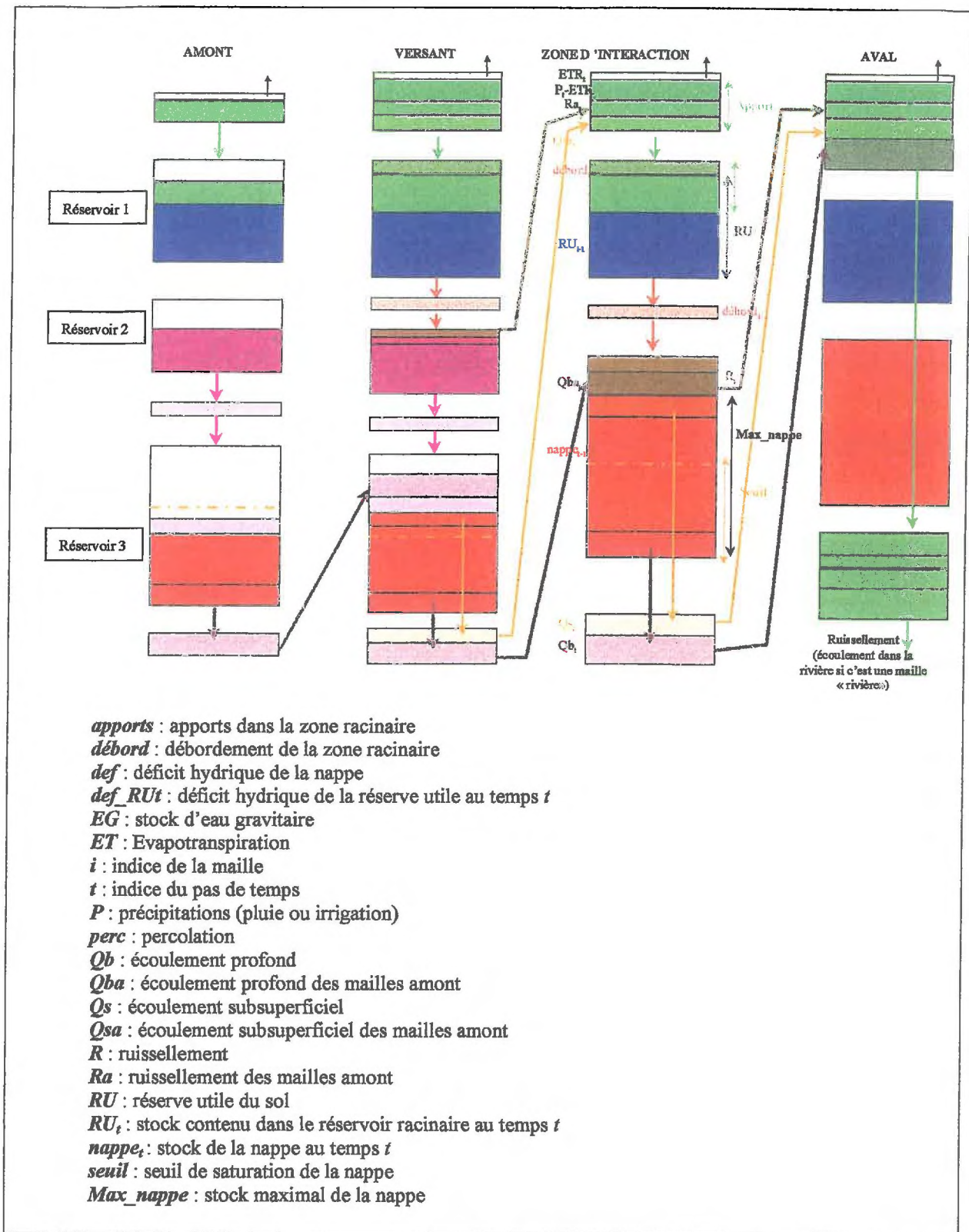


Figure 9 : Schéma du fonctionnement de TNT pour différentes mailles

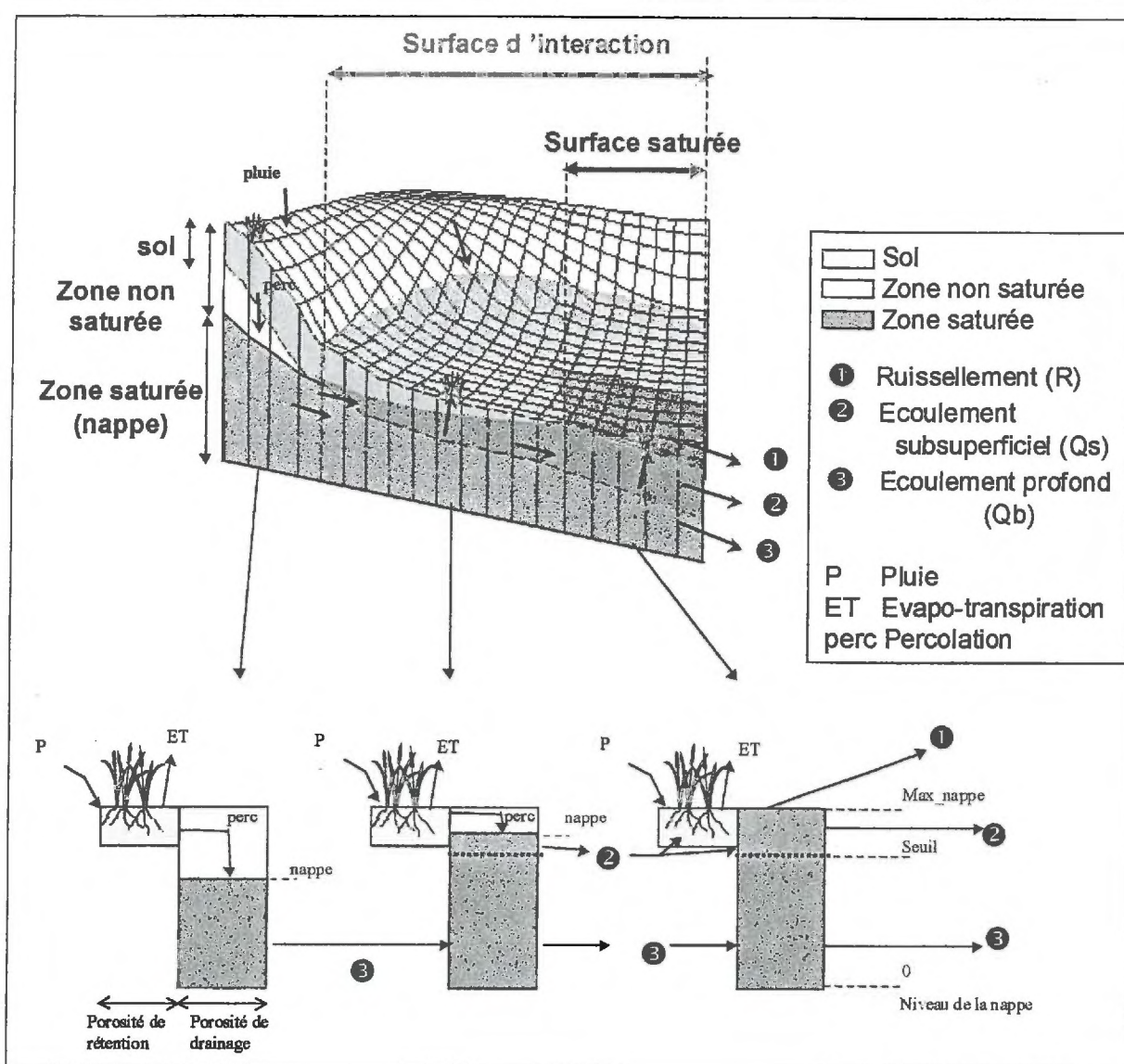


Figure 10. Schéma du fonctionnement de TNT version 1.

B.2.1.1 Réservoir 1 : sol

Dans le cas d'un sol en zone bien drainante, la zone racinaire est alimentée par la pluie uniquement (et l'irrigation). Dans le cas d'un sol en zone d'interaction ou en zone saturée, des écoulements générés par les mailles amont peuvent s'ajouter à cette pluie : l'écoulement superficiel et/ou le ruissellement. La zone racinaire est considérée comme étant le siège de l'évapotranspiration (ETR) calculée (de façon provisoire, en attendant l'implémentation du module plante) en fonction de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et du déficit hydrique du sol (def_{RU}) de la manière suivante :

$$ETR_t = ETP_t \left(1 - \frac{def_{RU_{t-1}}}{RU} \right) \quad (\text{Eq. 1})$$

Lorsque ce réservoir atteint son seuil maximal, le surplus appelé débordement se déverse dans le réservoir 2.

On calcule son déficit et le débordement ainsi :

$$def_RU_t = \text{Min} (RU ; \text{Max} (def_RU_{t-1} - \text{apports}_t ; 0)) \quad (\text{Eq. 2})$$

$$\text{avec } \text{apports}_t = P_t - ETR_t + Qsa_t + Ra_t$$

$$\text{débordement}_t = \text{Max} (0 ; \text{apports}_t - def_RU_{t-1}) \quad (\text{Eq. 3})$$

(Qsa et Ra étant respectivement la somme des écoulements subsuperficiels et la somme des ruissellements des mailles amont directes.)

B.2.1.2 Réservoir 2 : zone non saturée

Ce réservoir reçoit ce qui déborde du réservoir 1 et se vide par percolation dans le réservoir 3. Si le stock EG_t dépasse le stock maximal (correspondant au déficit de la nappe), on a ruissellement du surplus qui va alimenter la zone racinaire aval.

$$EG_t = \text{Max} (0 ; \text{Min} ((EG_{t-1} + \text{debord}_t - \text{perc}_{t-1}) ; (\text{Max_nappe} - \text{nappe}_{t-1}))) \quad (\text{Eq. 4})$$

Calcul du ruissellement R_t :

$$R_t = \text{Max} (0 ; (EG_{t-1} + \text{debord}_t - \text{perc}_{t-1}) - (\text{Max_nappe} - \text{nappe}_{t-1})) \quad (\text{Eq. 5})$$

Calcul de la percolation $perc_t$ selon la loi de Darcy :

$$\text{perc}_t = \text{Min} (K_0 \cdot \exp^{((\text{nappe}_{t-1} - \text{Max_nappe})/m)} ; EG_t) \quad (\text{Eq. 6})$$

B.2.1.3 Réservoir 3 : zone saturée

La nappe est alimentée par la percolation du réservoir 2 et par l'écoulement profond des mailles amont. La nappe se vide par le biais de deux formes d'écoulement (profond et subsuperficiel) selon le niveau du stock $nappe_t$.

$$\text{nappe}_t = \text{Max} (\text{Min} ((\text{nappe}_{t-1} + \text{perc}_t + Qba_t - Qb_{t-1} - Qs_{t-1}) ; \text{Max_nappe}) ; 0) \quad (\text{Eq. 7})$$

Calcul des écoulements :

- si le stock est inférieur au seuil de saturation $seuil$, on ne prend en compte qu'un seul écoulement : l'écoulement profond Qb , qui alimente la nappe de la maille aval

$$Qb_t = T_0 \cdot \tan\beta \cdot (e^{(\text{nappe}_t - \text{Max_nappe})/m} - e^{(-\text{Max_nappe}/m)}) \quad (\text{Eq. 8})$$

- si le stock est supérieur au seuil de saturation, l'écoulement profond est alors maximal et un écoulement dit subsuperficiel Q_s est généré, qui va alimenter la zone racinaire de la maille aval

$$Qb_t = T_0 \cdot \tan \beta \cdot (e^{(\text{Seuil} - \text{Max_nappe})/m} - e^{(-\text{Max_nappe}/m)}) \quad (\text{Eq. 9})$$

$$Qs_t = T_0 \cdot \tan \beta \cdot e^{(\text{nappe} - \text{Max_nappe})/m} - Qb_t \quad (\text{Eq. 10})$$

- si le réservoir est plein, les écoulements profond et subsuperficiel sont maximum et le surplus ruisselle.

B.2.2. Deuxième version avec prise en compte d'une double porosité

Deux matériaux souterrains de caractéristiques hydrauliques différentes peuvent être pris en compte : le sol (qui peut être composé d'un horizon labouré et d'un horizon non travaillé) et le sous-sol (altérite, roche...). Les profondeurs des différentes couches sont des paramètres du modèle.

La porosité est compartimentée en une porosité de rétention (par la suite dans ce mémoire on peut utiliser le terme de micro-porosité) et une porosité de drainage (parfois qualifiée de macro-porosité dans ce mémoire) sur toute la colonne. Les valeurs de porosité des différents horizons sont des paramètres du modèle. La porosité de rétention est découpée en couches d'épaisseurs variables selon le type d'horizon, afin de pouvoir discrétiser les flux et les quantités d'eau (et d'azote), et de générer artificiellement un effet de dispersion des solutés comme le modèle de Burns (Burns, 1974). Le produit de l'épaisseur et de la porosité de chaque réservoir permet d'en connaître la capacité, qui est exprimée en hauteur d'eau, de même que les différents flux d'eau. L'eau de la porosité de rétention ne peut être prélevée que par les plantes : sous la zone racinaire, cette porosité est donc toujours remplie d'eau.

La hauteur d'eau dans la porosité de drainage détermine la limite entre la zone saturée et la zone non saturée. Des échanges d'eau et de solutés ont lieu entre la nappe et l'eau de la porosité de rétention sur la profondeur de la zone saturée. La porosité de rétention du sous-sol, mise en contact avec les autres compartiments seulement par le drainage et la remontée de la nappe, est donc un lieu de stockage potentiel de nitrate pendant les périodes plus sèches.

Les différents compartiments et les flux sont représentés sur la Figure 11.

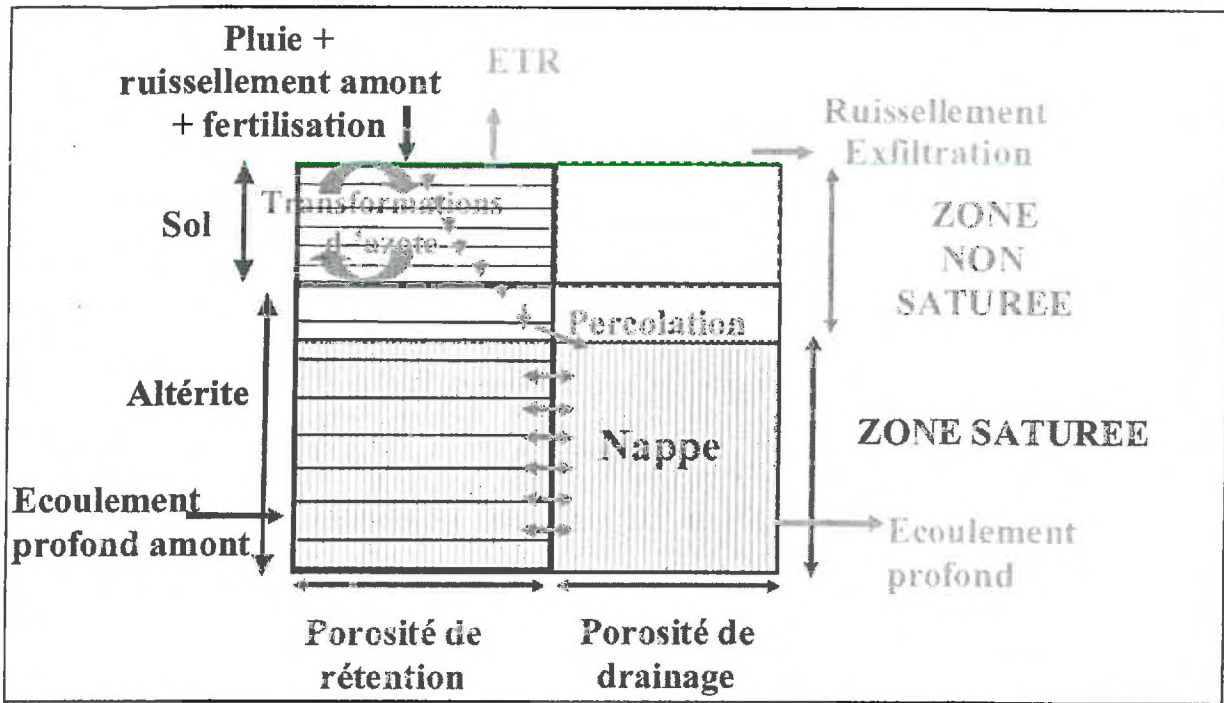


Figure 11. Schéma de la version avec double porosité

Les processus se succèdent de la façon suivante au niveau de chaque maille :

1. Calcul « provisoire » de la nappe au temps t :

$$nappe_t = nappe_{t-1} + Q_{bamont_t} + percolation_{t-1} \quad (\text{Eq. 11})$$

avec $nappe_t$ et $nappe_{t-1}$ les hauteurs d'eau dans la nappe respectivement au temps t et $t-1$; Q_{bamont_t} la somme des écoulements profonds provenant des mailles amont, et $percolation_{t-1}$ la percolation à travers la zone non saturée calculée au temps $t-1$.

2. Calcul de l'écoulement profond et de l'exfiltration potentielle

L'écoulement profond sortant de la maille au temps t , Q_{b_t} , est supposé suivre la loi de Darcy appliquée à la zone saturée, donc en fonction de la hauteur de la nappe. Le gradient hydraulique est égal à un gradient topographique, calculé ici comme la pente aval, à savoir la pente entre la maille et la maille rivière dans laquelle elle va s'écouler, selon le réseau de drainage mono-directionnel (Crave et Gascuel-Oudou, 1997). La conductivité hydraulique à saturation est supposée suivre une décroissance exponentielle avec le déficit hydrique de la maille. Le flux darcyen est intégré sur toute la hauteur de la zone saturée, à savoir entre Max_nappe et la profondeur de la nappe au temps t , $Max_nappe - nappe_t$. Le niveau de la nappe peut être supérieur au niveau maximal Max_nappe après les entrées de l'amont et la percolation. Si l'écoulement profond n'est pas suffisant pour ramener ce niveau en-dessous de Max_nappe , on considère que le surplus est évacué par exfiltration. Les équations correspondant à ces calculs sont les suivantes :

a) si $nappe_t > Max_nappe$

alors $surplus = Max_nappe - nappe_t$, et $nappe_t = Max_nappe$ (Eq. 12)

b) $Qb_t = \tan\beta \cdot T_0 / l \cdot (\exp ((nappe_t - Max_nappe)/m) - \exp ((-Max_nappe)/m))$ (Eq. 13)

avec β (-) le gradient topographique (pente aval), T_0 (m/ Δt) la transmissivité du profil à saturation, l (m) la longueur du contour de la maille et m (m) le facteur de décroissance de la transmissivité avec la profondeur.

c) Si $surplus \leq Qb_t$

alors $nappe_t = nappe_t + surplus - Qb_t$ (Eq. 14)

sinon $nappe_t = Max_nappe$ et $Exfiltration_t = surplus - Qb_t$ (Eq. 15)

3. Échanges entre les deux porosités ; niveau «définitif» de la nappe

A partir du niveau de la nappe (en hauteur d'eau) et de la porosité de drainage, on calcule la profondeur réelle de la nappe ($profondeur_nappe$, en mètres à partir de la surface) :

$$profondeur_nappe = (Max_nappe - nappe_t) / porosité_de_drainage$$

On détermine ainsi quelles sont les couches correspondantes de la porosité de rétention atteintes par la nappe. Des échanges d'azote ont lieu entre la porosité de rétention de ces couches et la nappe, soit par un mélange complet, soit par une méthode à préciser (on peut considérer par exemple que seule une proportion de l'eau de la porosité de rétention se mélange à l'eau de la porosité de drainage à chaque pas de temps).

Si la nappe est montée depuis le pas de temps précédent, elle remplit la porosité de rétention de toutes les couches atteintes (ci celles-ci n'étaient pas déjà remplies), et le niveau de la nappe décroît de la quantité d'eau utilisée. Si la nappe est descendue, cela n'a pas d'effet sur l'eau de la porosité de rétention.

4. Évapotranspiration et recharge du sol

Les transferts dans le sol et la zone non saturée dans son ensemble se font en utilisant un modèle conceptuel équivalent à celui de Burns (1974) mettant en jeu une cascade de réservoirs superposés, mis à part que la limite inférieure est fixée par le toit de la nappe au lieu de la base du sol. Les apports à la surface sont composés d'un mélange de pluie et des écoulements de surface provenant de l'amont :

$$\text{apports} = \text{pluie} + Ra_t + Ex_a_t \quad (\text{Eq. 16})$$

avec Ra_t et Ex_a_t , respectivement le ruissellement et l'exfiltration provenant des mailles en amont.

a) Si les apports sont supérieurs à l'ETP, on estime que l'ETR est égale à l'ETP, et on retranche cette quantité directement des apports. Sinon, on considère que tous les apports peuvent être évaporés (et/ou transpirés) dans le pas de temps, et les apports qui vont alimenter le sol sont donc nuls. L'ETR est alors égale aux apports auxquels on ajoute une quantité prélevée dans le sol, en fonction du déficit hydrique, calculée ainsi :

$$ETR = \text{Min}((ETP - \text{apports}) * (1 - (\text{def_RU_t} / RU)); (RU - \text{def_RU_t})) \quad (\text{Eq. 17})$$

L'ETR est alors prélevée de couche en couche en commençant par la surface jusqu'à atteindre la quantité requise.

b) Si les apports ne sont pas nuls, en fonction de la quantité d'apports par rapport au déficit hydrique des deux porosités de la maille, on a formation de percolation (percolation_t) et/ou de ruissellement (R_t) :

- Si les apports sont inférieurs à la somme des déficits hydriques des deux porosités :
 - on n'a pas de ruissellement : $R_t = 0$
 - les apports drainent jusqu'à la dernière couche non atteinte par la nappe :
 - si les apports sont inférieurs au déficit hydrique de la porosité de rétention, on ne recharge que cette porosité et il n'y a pas de percolation,
 - sinon, l'eau en excès après la recharge de la porosité de rétention percole «vers» la porosité de drainage
- Sinon, le surplus, après remplissage du déficit des deux porosités, ne peut s'infiltrer et ruisselle.

La percolation est supposée se produire pendant un pas de temps, et ne sera donc ajoutée à la zone saturée qu'au pas de temps suivant. On s'affranchit ainsi du paramètre « conductivité hydraulique verticale » (K_0 de la première version).

5. Remontée capillaire

La remontée capillaire permet de puiser dans la nappe une quantité d'eau fonction de la quantité évaporée dans les couches de sol et de la profondeur de la nappe.

Pour chaque couche d'indice k , la remontée capillaire $RC[k]$ est calculée selon une formule empirique donnée par Hillel (1980), limitée par l'ETR prélevée dans cette couche (etr_k) :

$$RC[k] = \text{Min} (etr_k, 0.001 / \text{profondeur_nappe}^s) \quad (\text{Eq. 18})$$

avec s un paramètre dépendant de la texture du sol. La valeur de ce paramètre a été fixée à 2.5, valeur estimée pour un sol limoneux à limono-sableux.

L'eau est remontée de couche en couche à partir de la première couche (à partir du bas) non atteinte par la nappe de la même manière que les apports sont propagés avec le modèle de Burns, de façon à pouvoir prendre en compte le mélange de soluté, mais on n'apporte «quantitativement» de l'eau qu'aux couches dans lesquelles a été prélevée l'ETR.

B.3. Fonctionnement de TNT sur le bassin versant

B.3.1. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique est déterminé par traitement du MNT : il est formé de toutes les mailles dont l'aire drainée calculée avec la méthode de drainage mono-directionnelle est supérieure à un seuil choisi de manière à représenter au mieux le réseau observé.

Plusieurs options ont été testées pour la prise en compte du réseau hydrographique dans les écoulements :

- la plus simple est de ne pas différencier le comportement des mailles qui forment le réseau des autres mailles ;
- les mailles traversées par le réseau, dites des mailles « rivière », restent saturées tout au long de l'année, et transmettent directement à l'aval toute l'eau qu'elles reçoivent, à savoir la somme de la pluie et des écoulements provenant de leurs mailles amont ;
- on considère que le réseau hydrographique « longe » les mailles. Les écoulements sont calculés de la même façon pour toutes les mailles, mais les écoulements provenant des mailles voisines du réseau hydrographique alimentent directement l'écoulement à l'exutoire.

La dernière option revient à considérer une rivière de largeur négligeable par rapport à la taille de la maille, ce qui est le cas quand on travaille sur de petits bassins, de l'ordre de 10 km², avec des mailles de l'ordre de 10 à 50 m de côté. On considère de plus que la rivière a un pouvoir drainant plus fort que le reste du terrain, ce qui est aussi vérifié dans la majorité des cas, et, enfin, on suppose que le transfert dans la rivière est instantané (par rapport au pas de temps considéré), ou qu'on peut du moins le négliger par rapport aux temps de transferts dans les versants (Wooding, 1965, *in* Robinson *et al.*, 1995).

B.3.2. Parcours du bassin

Une procédure récursive de calcul pour chaque pas de temps de simulation permet d'effectuer les calculs sur chaque maille en commençant par les mailles les plus en amont. A partir de la maille donnée comme étant l'exutoire du bassin, cette fonction est appelée récursivement sur toutes les mailles en amont, avant d'effectuer les calculs. Les calculs d'écoulement commencent à être effectués dans les mailles qui n'ont pas de maille aval, puis on reprend la pile de récursion pour traiter une par une les mailles vers l'aval.

Le parcours du bassin versant peut se faire selon une méthode mono ou multi-directionnelle, ce qui est détaillé dans la partie « Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques (Beaujouan *et al.*, 2000b) » (paragraphe D). Les directions de drainage sont dans tous les cas déterminées à partir de la topographie donnée par le MNT par des fonctions reprises du logiciel MNTSURF (Squidant, 1994).

B.4. Données, entrées et sorties du modèle

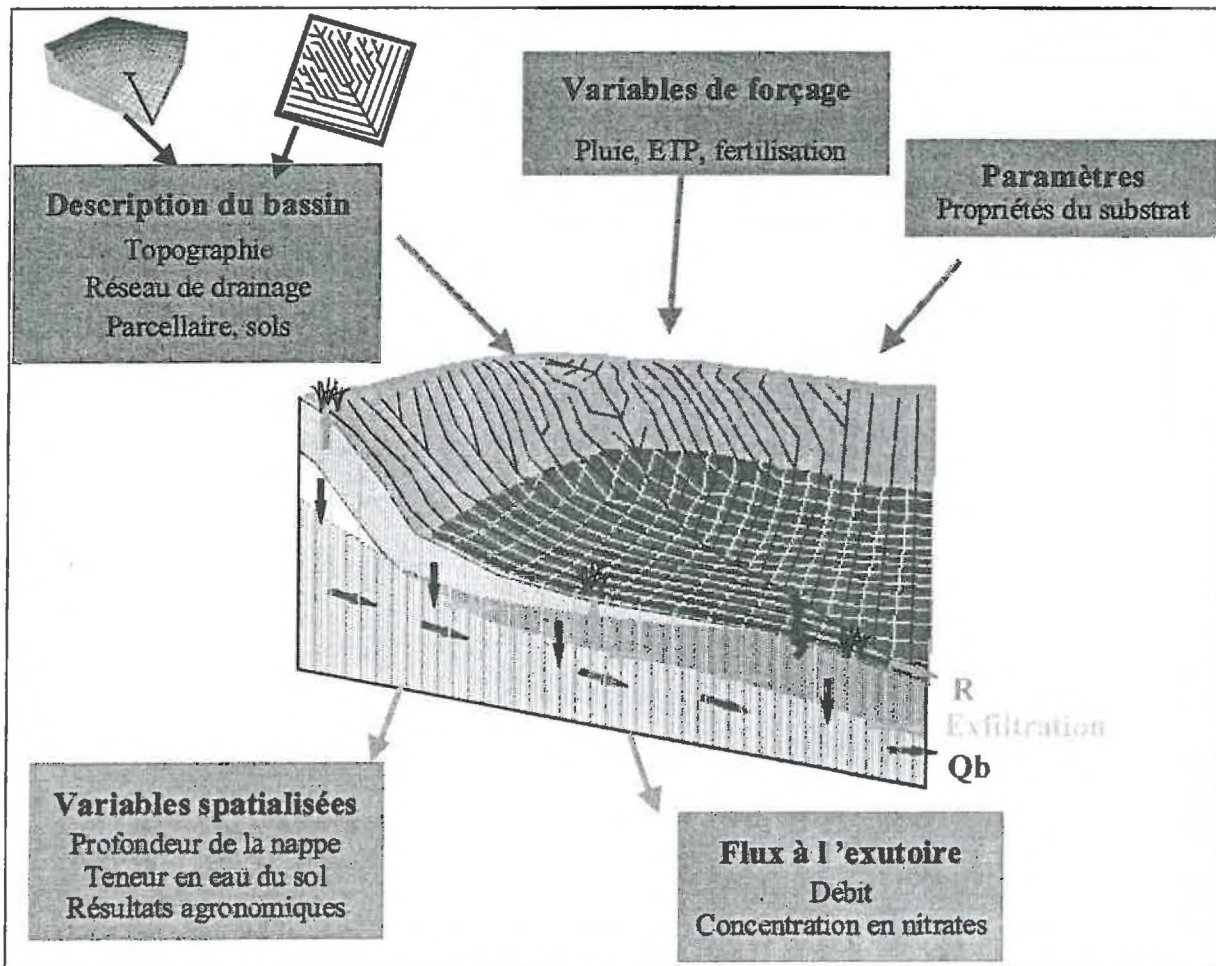


Figure 12. Représentation du bassin, des entrées et des sorties pour TNT

Le fonctionnement général de TNT sur un bassin versant est schématisé sur la Figure 12.

B.4.1. Entrées

B.4.1.1 Traitement du MNT

Les données d'entrée issues de la topographie sont obtenues par traitement du MNT du bassin versant par le logiciel MNTSURF.

D'une part, celui-ci élabore le réseau de drainage du bassin à partir du MNT selon une méthode mono ou multi-directionnelle, puis un arbre de drainage binaire (mono-directionnel) ou un graphe valué (multi-directionnel), permettant ainsi l'accès, par pointeurs, aux mailles à l'aval de chaque maille. Par récursivité, on peut ainsi traiter l'ensemble du bassin en respectant le sens amont → aval.

D'autre part, MNTSURF extrait certains paramètres qui seront donnés pour chaque maille à TNT par l'intermédiaire de fichiers binaires : altitude, pente aval, aire drainée, et position des mailles formant le réseau hydrographique.

Ces données sont regroupées dans un répertoire créé par MNTSURF.

B.4.1.2 Paramètres

L'utilisateur doit aussi renseigner les valeurs de certains paramètres caractérisant le bassin, qui varient selon les versions utilisées, mais qui regroupent :

- les coordonnées de l'exutoire (ligne, colonne)
- la transmissivité T_0 ($m^2/\Delta t$)
- le facteur de décroissance exponentielle m (m)
- les caractéristiques de la réserve utile (capacité RU (m) ou une combinaison de profondeur (m) et de porosités)
- la conductivité à saturation K_0 ($m/\Delta t$) pour la première version
- les caractéristiques de la nappe (le stock maximal Max_nappe (m) ou une combinaison de profondeur (m) et de porosités)
- le seuil de saturation de la nappe $seuil$ (m) pour la première version.

Ces paramètres peuvent être choisis par l'utilisateur ou être renseignés selon la connaissance du milieu. Ainsi, les variables « physiques » comme la profondeur et la porosité du sol ou de l'altérite, la réserve utile... peuvent être considérées comme des données d'entrée et non plus comme des paramètres proprement dit.

B.4.1.3 Paramètres spatialisés

La structure maillée de TNT permet de prendre des valeurs locales des paramètres. Les paramètres cités ci-dessus peuvent être renseignés pour chaque maille par l'intermédiaire de cartes (cartes des sols par exemple) ou par recouplement avec des variables existantes (distance au ruisseau, pente...).

B.4.1.4 Initialisation des stocks

L'initialisation des stocks (remplissage de la réserve utile ou de la nappe) peut être effectuée par une connaissance a priori de l'état hydrique du bassin par l'intermédiaire d'un fichier contenant les valeurs pour chaque maille, qui peuvent avoir été enregistrées lors d'une autre simulation. On peut aussi utiliser l'indice de Beven, comme dans TOPMODEL, pour initialiser le niveau de la nappe en chaque maille du bassin à partir du débit à l'exutoire.

On calcule l'indice de Beven pour chaque maille de la manière suivante :

- pour une maille n'appartenant pas au réseau :

$$IB_i = \log\left(\frac{\text{nombre_maille_amont}_i * \text{aire_maille}}{l * \tan(\beta_i)}\right) \quad (\text{Eq. 19})$$

- pour une maille du réseau : $IB_i = 0$.

La pente β_i utilisée est la pente aval non nulle (si elle est nulle, on lui affecte une valeur par défaut), et le nombre de mailles amont correspond au nombre de mailles drainées par la maille i selon la méthode multi-directionnelle.

Le stock initial de la nappe de la maille i ($nappe_0[i]$) est calculé en fonction du débit initial à l'exutoire Q_0 , de l'indice de Beven moyen sur le bassin versant, de l'indice de Beven de la maille (IB_i), de l'indice de Beven moyen sur le bassin versant (\overline{IB}), et des paramètres T_0 et m :

$$nappe_0[i] = Max_nappe - m \cdot \left(\log\left(\frac{Q_0}{T_0 \cdot e^{(-\overline{IB})}}\right) + (\overline{IB} - IB_i) \right) \quad (\text{Eq. 20})$$

C'est le seul moment où on utilise l'indice de Beven dans TNT.

B.4.1.5 Données d'entrée pour une simulation

On doit préciser la durée de la simulation et les noms des fichiers contenant les variables d'entrée au pas de temps choisi, telles que la pluie, l'évapotranspiration potentielle et le débit observé (pour une validation de la simulation), ainsi que le débit initial à l'exutoire Q_0 pour l'initialisation des stocks.

B.4.2. Sorties

Divers types de sorties peuvent être obtenus, et être sauvegardés dans des fichiers. Les variables de sorties pour chaque pas de temps sont sauvegardées dans des fichiers texte, facilement réutilisables par des tableurs par exemple, alors que les variables de sorties « spatialisées » sont sauvegardées dans des fichiers binaires exploitables pour une visualisation par MNTSURF ou pour la conversion en fichiers texte ou en images par des routines simples.

B.4.2.1 Sorties à l'exutoire à chaque pas de temps

Elles regroupent aussi bien les flux et les stocks au niveau de la maille exutoire que les moyennes sur l'ensemble du bassin versant correspondant. On peut citer :

- le débit à l'exutoire, qui peut être décomposé en écoulement de base, ruissellement et exfiltration (ou écoulement subsuperficiel pour la première version) ;
- le niveau de la nappe ou de la réserve utile du sol dans la maille exutoire ;
- le niveau moyen de la nappe ou des autres stocks sur l'ensemble du bassin ;
- l'extension des zones contributives au ruissellement (en pourcentage de la surface du bassin) ;
- les flux moyens dans le bassin versant.

B.4.2.2 Chroniques en certaines mailles

L'utilisateur peut choisir au début de la simulation des mailles pour lesquelles il veut sauvegarder des résultats. Les variables peuvent être les mêmes que pour l'exutoire, les moyennes sur le bassin versant correspondant dans ce cas au sous-bassin versant.

Ces résultats peuvent être comparés à des mesures ponctuelles sur le terrain, par exemple le niveau de la nappe dans des piézomètres ou des mesures de débit en amont de l'exutoire.

B.4.2.3 Cartes

On peut enregistrer à un moment donné, qui peut être la fin de la simulation, la valeur d'une variable en chaque point du bassin, ce qui permet d'en faire une cartographie. En plus de ces cartes « ponctuelles » on peut calculer et visualiser la moyenne d'une variable ou son amplitude pour une période donnée en chaque point. Par exemple, on peut choisir la profondeur moyenne de la nappe sur la durée de la simulation, la durée totale de contribution au ruissellement...

B.4.2.4 Bilans et critères statistiques d'ajustement

Un bilan hydrique est réalisé sur la période de simulation, en estimant les stocks au début et à la fin dans chaque compartiment, et les valeurs cumulées de tous les flux entrants et sortants (pluie, évapotranspiration, débit dans la rivière).

On mesure la qualité de la simulation notamment par le critère de Nash ou efficacité (Nash et Sutcliffe, 1970) calculé par TNT.

$$\text{critère de Nash} = 1 - \frac{\text{Erreur Quadratique Moyenne}}{\text{Variance Des Observations}} \quad (\text{Eq. 21})$$

Les variables comparées sont classiquement le débit à l'exutoire, mais peuvent être d'autres valeurs ponctuelles telles que la profondeur de la nappe en un point précis échantillonné par un piézomètre.

C. Analyse de sensibilité et rôles des paramètres

Une analyse de sensibilité permet de tester l'influence des paramètres ou de certaines caractéristiques du modèle sur les résultats de simulations. Ici, elle nous permet aussi de trouver les valeurs optimum de chacun pour « caler » le modèle, mais aussi de mieux cerner les rôles ou les significations des paramètres et les liens entre eux.

Deux types d'analyses ont été effectués, avec chacune des deux versions présentées précédemment. La première a permis d'affiner la compréhension et la description du modèle et de ses paramètres, en se basant uniquement sur les résultats à l'exutoire. La deuxième a eu pour but de tester l'influence des paramètres aussi bien sur l'ajustement du débit à l'exutoire que sur l'ajustement de la profondeur de la nappe mesurée en plusieurs points dans des piézomètres.

Le bassin versant d'application est le bassin de Kervidy présenté succinctement dans ce mémoire dans la partie A.1.1.

C.1. Première étape avec la première version

6 paramètres entrent en jeu dans la première version du modèle : RU (réserve utile du sol), K_0 (conductivité verticale à saturation à la surface du sol), Max_nappe (hauteur d'eau de la nappe qui participe à l'écoulement dans la rivière), $seuil$ (hauteur d'eau au-dessus de laquelle l'eau de la nappe s'écoule dans le sol), T_0 (transmissivité latérale à saturation à la surface du sol), et m (facteur de décroissance exponentielle de la transmissivité avec la profondeur).

Les simulations sont effectuées sur une année hydrologique, au pas de temps journalier. On mesure la qualité de la simulation par le critère de Nash ou efficacité (Nash et Sutcliffe, 1970). Plusieurs jeux de simulations ont été effectués, dans un premier temps en tirant les valeurs des paramètres au hasard dans des intervalles larges, puis en restreignant les intervalles de certains paramètres en fonction de valeurs estimées pour le bassin versant et en contraignant certains paramètres par rapport à d'autres.

C.1.1. Description des méthodes de simulation

C.1.1.1 Paramètres tirés au hasard

Les valeurs des paramètres sont prises aléatoirement dans des intervalles choisis de façon à rester dans des domaines physiquement corrects.

m entre 0.0001 et 1 m

T_0 entre 1 et 1000 m²/j

K_0 entre 0.1 et 100 m/j

Max_nappe entre 0.2 et 2 m

$seuil$ entre 0 et Max_nappe

RU entre 0.05 et 0.5 m

2000 simulations ont été effectuées.

C.1.1.2 Paramètres contraints

C.1.1.2.1 Comment restreindre les paramètres ?

C.1.1.2.1.1 Valeurs physiques des paramètres

Selon les travaux antérieurs (Widiatmaka, 1994) sur le bassin versant, la conductivité verticale à saturation à la surface du sol, K_0 , mesurée sur le terrain a une valeur comprise entre 0.1 et 10 m/j, avec une moyenne de 1 m/j ($= 10^{-5}$ m/s).

La réserve utile RU peut être estimée à 0.2 m en moyenne, et comprise entre 0.1 et 0.3 m.

Les indications sur la valeur de Max_nappe sont difficiles à obtenir. En effet, cette variable correspond à une profondeur de substrat et à une porosité effectives, d'autant plus difficiles à mesurer qu'elles sont conceptuelles et variables au sein du bassin versant.

De même, le paramètre m ne peut être mesuré directement sur le terrain. On laisse sa valeur varier entre 0 et 1 m.

La valeur de T_0 à l'échelle de la maille est difficile à mesurer. On va tenter de la lier aux autres paramètres.

C.1.1.2.1.2 Hypothèses de liens entre les paramètres

- Rapport entre K_0 et T_0

On suppose qu'il y a un rapport entre K_0 et T_0 . Selon l'hypothèse d'isotropie de la conductivité, on doit avoir $T_0 = K_0.m$ (pour un calcul de cette intégration, se reporter à Saulnier, 1996).

Or dans les modélisations avec TOPMODEL, il a été montré qu'on ne peut pas valider cette hypothèse, T_0 ne correspondant pas aux valeurs mesurées à l'échelle de la colonne de sol, mais à des valeurs de l'ordre de 10 à 100 fois supérieures (Beven, 1997a ; Carluer, 1998).

On suppose qu'il existe un rapport entre $K_0.m$ et T_0 , qu'on fait varier de 0 à 100.

- Rapport entre m et Max_nappe

On a supposé dans le modèle que la transmissivité décroît exponentiellement en fonction de la profondeur du sol, exprimée ici en hauteur d'eau équivalente. m est donc un indicateur de la profondeur à partir de laquelle la transmissivité devient négligeable.

Si on considère uniquement les flux d'eau, Max_nappe représente la hauteur d'eau «effective» dans la nappe, et donc la profondeur en dessous de laquelle les transferts d'eau latéraux sont négligeables.

On peut donc supposer que m et Max_nappe sont liés pour cette analyse de sensibilité des débits à l'exutoire.

- Rapport entre *seuil*, *RU* et *Max_nappe*

On considère qu'on a remontée d'eau de la nappe vers le sol quand la nappe atteint le sol, c'est à dire, si les porosités de rétention et de drainage du sol sont égales, quand :

$$nappe > Max_nappe - RU.$$

Si on considère que cette approximation peut être vraie entre deux mailles voisines entre lesquelles l'écoulement subsuperficiel est susceptible de se produire, on peut fixer :

$$seuil = Max_nappe - RU.$$

C.1.1.2.2 Simulations effectuées

Cinq familles indépendantes de simulations ont été effectuées, avec diverses contraintes sur les jeux de paramètres, basées sur les réflexions et les hypothèses précédentes :

1. rapport entre $K_0.m$ et T_0 de 1, 10 ou 100

On teste les trois cas suivants

- $T_0 = K_0.m$;
- $T_0 = 10 * K_0.m$;
- $T_0 = 100 * K_0.m$.

On fixe les valeurs de *Max_nappe*, *seuil* et *RU* respectivement à 0.5 m, 0.3 m et 0.2 m. *m* est tiré aléatoirement entre 0 et 1.

Les meilleures simulations sont obtenues avec un rapport de 10.

2. $T_0 = x * K_0.m$ avec x compris entre 0 et 10

On affine les résultats précédents en limitant le rapport entre T_0 et $K_0.m$ entre 0 et 10.

Les autres paramètres sont tirés aléatoirement :

- *m* entre 0 et 1 m ;
- *RU* entre 0.1 et 0.3 m ;
- K_0 entre 0.1 et 8.6 m/j ;
- *Max_nappe* entre 0.2 et 2 m ;

3. Test de l'influence de *Max_nappe*

On a constaté une influence importante de *Max_nappe* sur les résultats, car sur une année la taille de la nappe joue sur l'initialisation du niveau d'eau dans la nappe sur l'ensemble du bassin. Quelques simulations sont effectuées avec tous les paramètres constants sauf *Max_nappe* pour confirmer cette influence.

4. Année d'initialisation pour s'affranchir de l'influence de *Max_nappe*

Pour s'affranchir de ce problème d'initialisation du stock d'eau, on effectue des simulations sur 2 années, la première année servant uniquement à initialiser les stocks ; les observations ne sont faites que sur la deuxième année.

On effectue aussi quelques simulations en fixant ce paramètre *Max_nappe*.

5. Lien entre m et Max_nappe

On suppose que m et Max_nappe sont proportionnels. On tire Max_nappe entre 0.3 et 2 m , et $m = k.Max_nappe$, avec k compris entre 0.1 et 2 (valeurs limites observées pour les 2000 simulations pour obtenir un critère de Nash supérieur à 0.75). On limite toujours m entre 0 et 1.

C.1.2. Interprétation des simulations

C.1.2.1 Valeurs aléatoires des paramètres

Pour 2000 simulations, la répartition des valeurs du critère de Nash est représentée sur la Figure 13 :

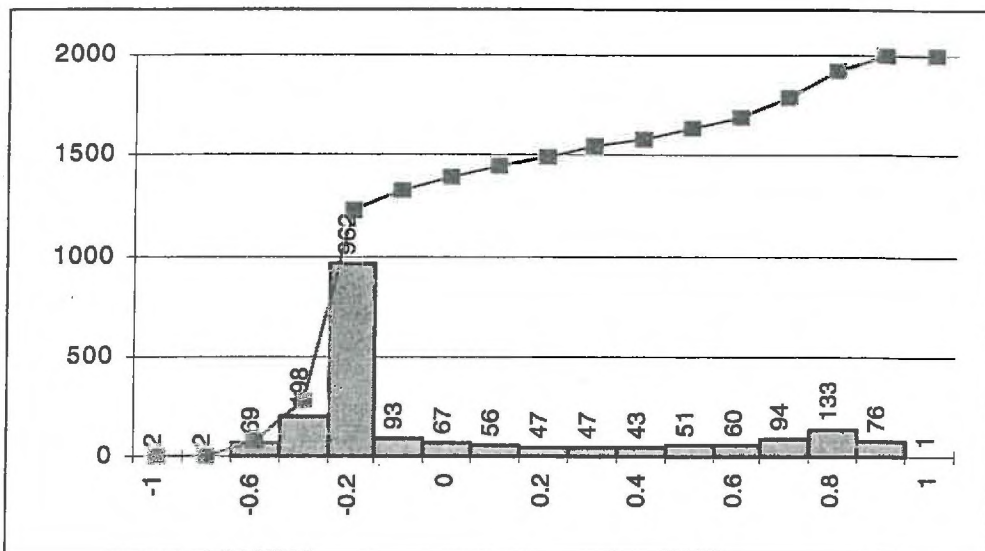


Figure 13. Répartition des simulations (par classe et cumulée) selon le critère de Nash.

Les meilleures simulations, c'est à dire celles ayant un critère de Nash proche de 1, sont obtenues pour des jeux de paramètres répartis dans l'ensemble des possibles, comme le montrent les diagrammes de dispersion de la Figure 14, où les 6 paramètres m , T_0 , K_0 , RU , et Max_nappe sont les variables explicatives et le critère de Nash est la variable à expliquer. Des combinaisons de ces paramètres peuvent aussi être testées comme variables explicatives : $(Max_nappe-seuil/Max_nappe)$, $T_0 / K_0.m$, $T_0.e(-1/m)$ et Max_nappe/m . Il n'apparaît pas vraiment de tendance permettant de choisir « le » jeu de paramètres optimal.

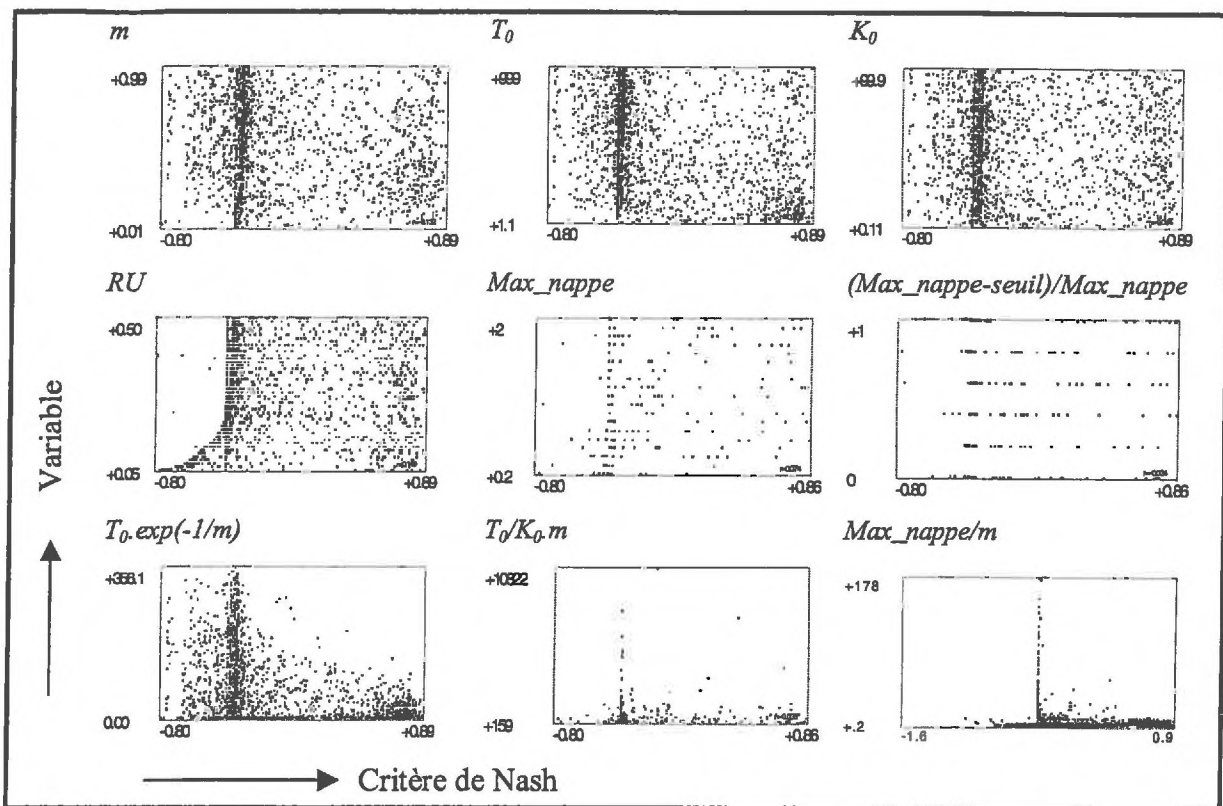


Figure 14. Diagrammes de dispersion de différentes variables en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > -0.8)

C.1.2.2 Restriction des paramètres

Les restrictions choisies permettent d'obtenir de bonnes simulations en proportion plus grande que sans les restrictions, ce qui justifie les liens que nous avons établis entre les paramètres, à savoir : il existe un rapport entre les conductivités latérale et verticale, le seuil de saturation est lié à la taille de la réserve utile, et la profondeur maximale de la nappe dépend du facteur de décroissance exponentielle de la conductivité.

De plus, on a choisi un jeu de paramètres parmi ceux restreints selon le plus de critères, à savoir $m=0.69m$, $T_0=9m^2/jour$, $K_0=2.6m/jour$, (soit $T_0/K_0.m=5$), $RU=0.14m$, $Max_nappe=0.5m$, $seuil=0.26m$. Ce jeu de paramètres donne une bonne simulation pour l'année 1994-1995, et on l'a appliqué aux deux autres années 1993-1994 et 1995-1996. On a obtenu aussi une bonne simulation, d'après le critère de Nash calculé, qui est compris entre 0.81 et 0.87 pour ces trois années.

C.2. Deuxième étape : approfondissement du rôle des paramètres avec la deuxième version, avec étude de variables spatialisées

Nous avons conduit une deuxième analyse de sensibilité avec la deuxième version du modèle présentée dans le paragraphe B.2.2. Ce travail a été réalisé en partie dans le cadre du stage de fin d'études de Benoit Turonnet (Turonnet, 2000) dont l'objectif était la comparaison du fonctionnement et des résultats, notamment en terme de simulation de profondeur de nappe, de TNT et d'un autre modèle, DIY (Dunn *et al.*, 1998).

C.2.1. Méthodes

Nous avons retenu comme critères d'analyses à la fois le critère de Nash calculé pour le débit à l'exutoire, mais aussi le critère de Nash calculé sur des chroniques de profondeur de nappe en quelques points du bassin versant. Pour ces profondeurs de nappe, nous avons aussi retenu de comparer les observations et simulations de la moyenne, du minimum et du maximum, qui indiquent la zone de battement de nappe.

L'analyse est conduite sur des simulations sur le bassin versant de Kervidy, avec l'utilisation d'un MNT à pas de 30 m construit à partir des cartes IGN et non plus le MNT initial à pas de 20 m. En effet, ce dernier construit par analyse stéréoscopique de couples d'images SPOT comportait des erreurs au niveau des transects de piézomètres, dues vraisemblablement à des haies, ce qui faussait les résultats ponctuels à ce niveau.

La position des points d'observations des résultats est figurée sur la Figure 15.

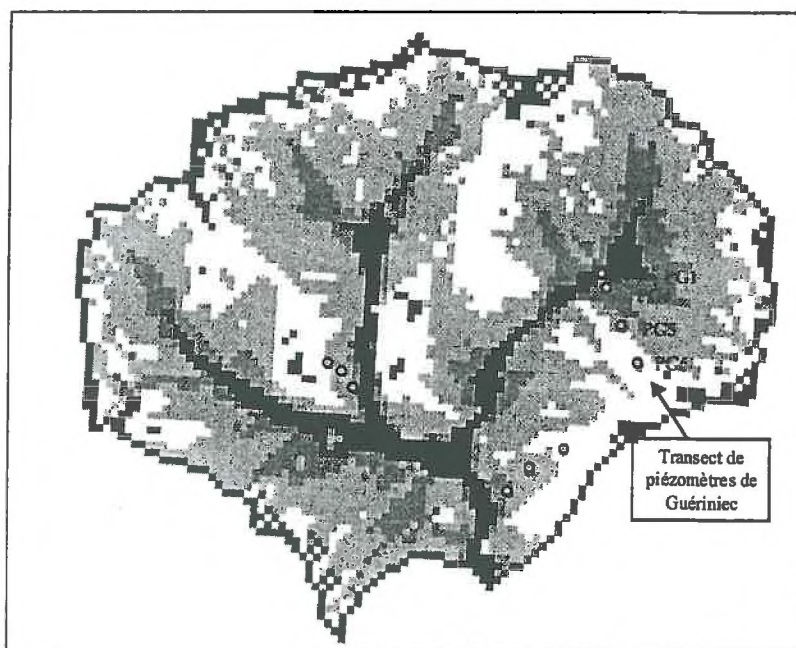


Figure 15. MNT du bassin de Kervidy à pas de 30 m (position estimée des piézomètres figurée par les cercles)

Les simulations sont réalisées avec les données météorologiques et de débit du 30 août 1996 au 20 juillet 1999.

Dans cette deuxième version du modèle les paramètres sont toujours m et T_0 , mais aussi les profondeurs et porosités des différents substrats. Nous avons choisi d'analyser la sensibilité de TNT aux paramètres m , T_0 et porosité de l'altérite (l'horizon profond est limité à l'altérite). Les autres paramètres sont fixés : la profondeur du sol et sa porosité sont choisies selon une connaissance a priori, et la profondeur de l'altérite est fixée arbitrairement de façon à ce que le produit de la profondeur et de la porosité conduise toujours à la même capacité, permettant au minimum que la nappe ne se vide jamais complètement.

Il est à noter que le paramètre porosité de drainage de l'altérite intervient peu dans le fonctionnement global du modèle. En effet c'est la capacité de la nappe, qu'on a décidé de fixer ici, qui contrôle les écoulements en nappe, et non pas directement la porosité. Nous avons toutefois observé un léger artefact lié à la discrétisation de l'altérite en couches d'égale épaisseur, sur lequel nous ne reviendrons pas ici, et qui est développé par Turonnet (2000). On considère a priori que ce paramètre a peu d'influence sur les résultats à l'exutoire. Par contre, c'est ce paramètre qui permet de passer des déficits hydriques calculés par le modèle à une équivalence en profondeur réelle comparable aux mesures effectuées dans les piézomètres, et c'est donc pour permettre la comparaison des profondeurs de nappe observées et simulées que ce paramètre est utilisé.

Les premières simulations ont porté sur l'analyse de l'influence des paramètres m et T_0 sur les débits à l'exutoire et le comportement général du bassin, en fixant la porosité de drainage de l'altérite à 5%. Les valeurs des paramètres choisis sont comprises entre 0 et 1 pour m et entre 0.1 et 50 pour T_0 . Les paramètres ont dans un premier temps été choisis avec une valeur globale sur l'ensemble du bassin. Une deuxième série a porté sur l'influence de la spatialisation des paramètres.

C.2.2. Résultats généraux à l'exutoire

Les diagrammes de dispersion de la Figure 16 montrent que m a une influence plus marquée que T_0 sur le critère de Nash calculé sur le débit à l'exutoire. Comme pour l'analyse précédente avec la première version du modèle, on constate que les deux paramètres ont un effet lié. Ainsi, la Figure 17 montre que pour chaque valeur de m on peut trouver une valeur de T_0 qui donne un meilleur critère de Nash et inversement.

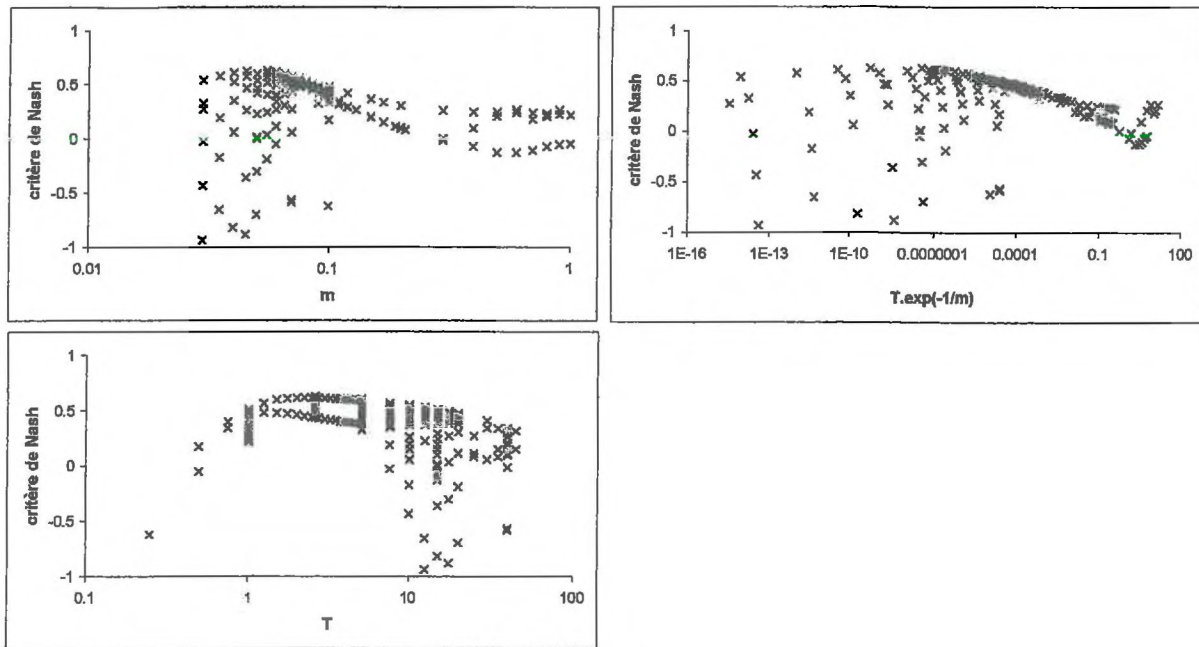


Figure 16. Diagrammes de dispersion de m , T_0 et $T_0 \cdot \exp(-1/m)$ en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > -1)

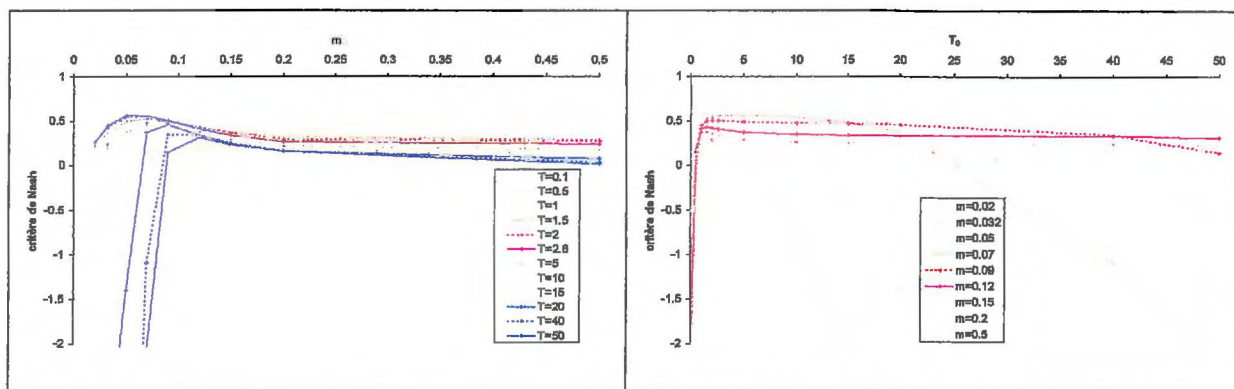


Figure 17. Critères de Nash pour des combinaisons de m et T_0

L'effet de chacun des paramètres sur la dynamique du débit à l'exutoire et le fonctionnement du bassin est représenté par la Figure 18 et la Figure 19.

Quand m est faible, les mouvements de la nappe ont lieu en majeure partie dans les couches superficielles, la nappe restant quasi immobile à partir d'une faible profondeur. Le déficit hydrique est donc toujours faible, ce qui entraîne une réponse rapide du système à chaque pluie, et les récessions sont très rapides du fait de la faible alimentation de la zone aval par le versant. Si m est grand, les transferts dans la nappe sont importants même lorsque la nappe est relativement profonde. La réserve d'eau dans la nappe se vidange rapidement et est donc quasiment toujours faible en amont. Le ruissellement de surface est faible après chaque pluie mais est compensé par de forts écoulements souterrains. En période sèche, la zone aval est alimentée quasi continuellement par les écoulements

profonds provenant de l'amont ce qui provoque des récessions lentes et un débit trop important pendant la période sèche. Ces observations sont confirmées par la dynamique simulée de la nappe et des zones contributives au ruissellement représentées sur la Figure 18 : pour une valeur de m faible, l'extension des zones contributives varie rapidement entre les périodes humides et sèches, et devient nulle l'été, alors que pour une valeur de m plus importante (0.09 m) la dynamique est plus tamponnée et on trouve toujours une part du bassin contributive au ruissellement même en période sèche.

T_0 représente la vitesse à laquelle le réservoir nappe se vide. Quand T_0 est faible l'écoulement profond est réduit, la nappe se vide lentement et reste haute, ce qui génère une réponse rapide du bassin aux pluies par ruissellement sur les surfaces saturées (Figure 19). Une grande valeur de T_0 entraîne une vidange rapide de la nappe ce qui se traduit par une faible extension des zones contributives au ruissellement (visible sur les graphiques de la Figure 18).

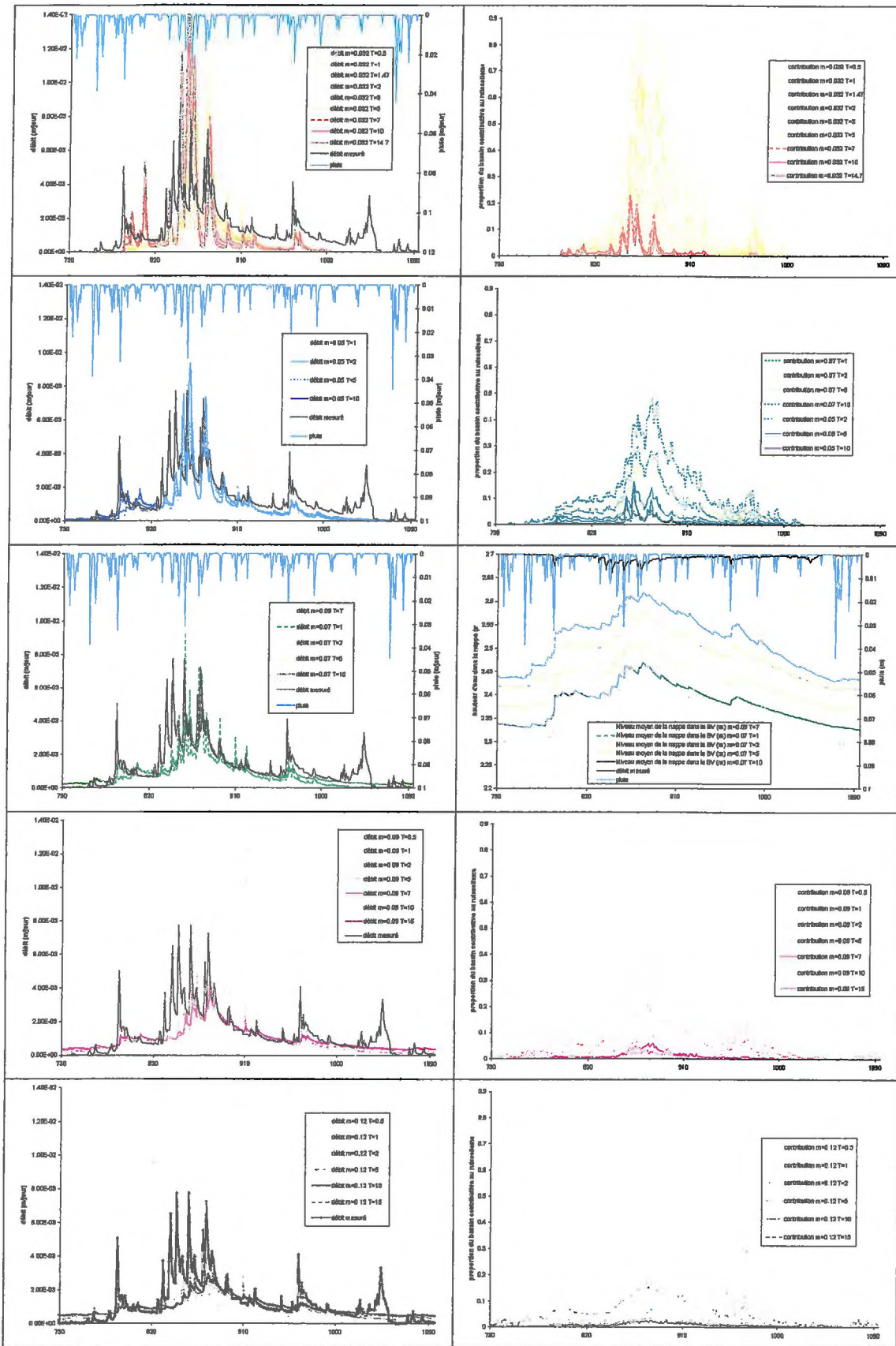


Figure 18. Influence du paramètre T_0 pour différentes valeurs du paramètre m sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy

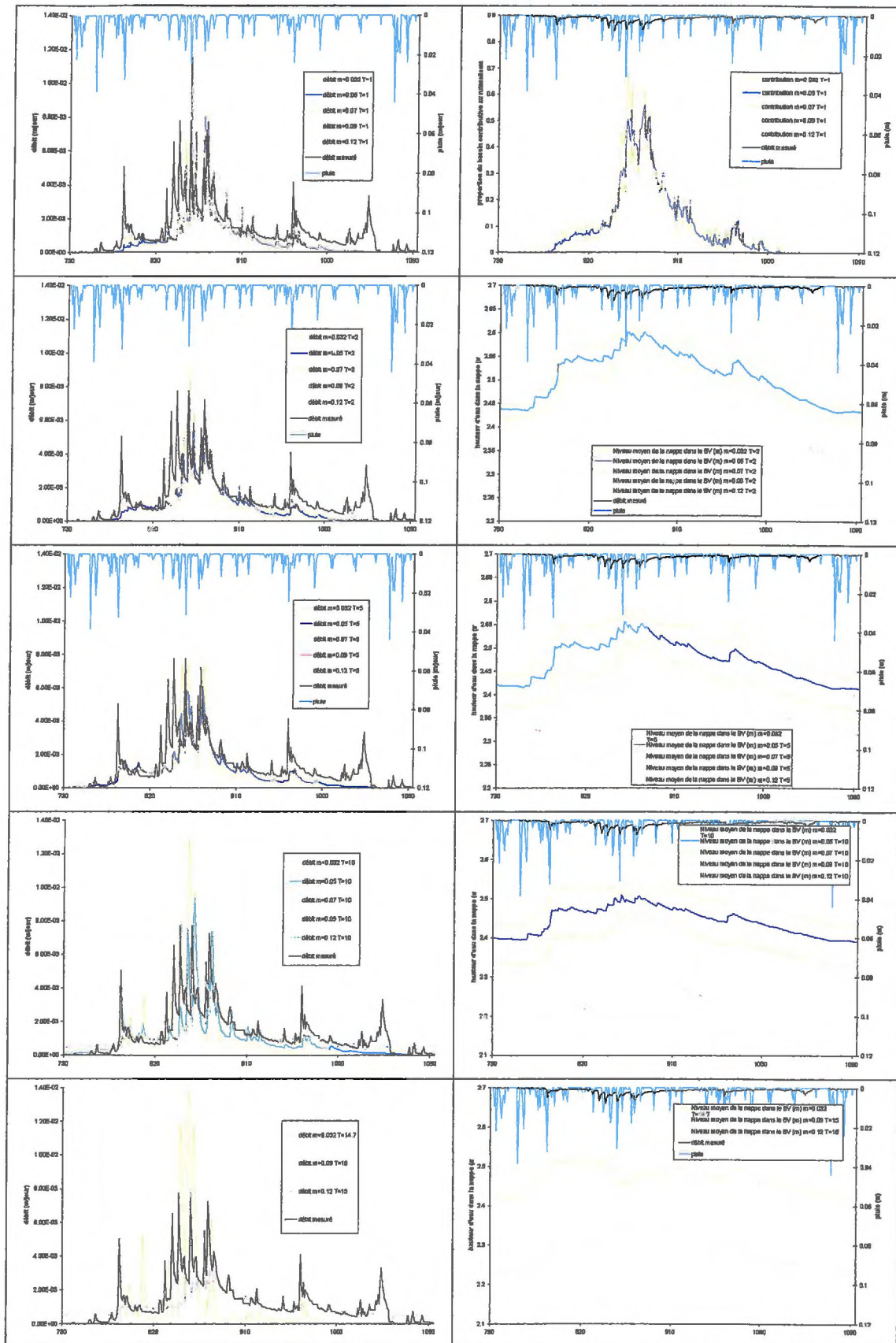


Figure 19. Influence du paramètre m pour différentes valeurs du paramètre T_0 sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy

C.2.3. Résultats spatiaux

La Figure 20 montre que plus T_0 et m sont grands, plus la nappe est basse en moyenne à l'amont. En aval, deux phénomènes se compensent : si m et T_0 sont grands, la nappe se vidange vite mais elle est alimentée quasi continuellement par l'amont. Quand m et T_0 sont petits, la nappe à l'aval se vidange peu, mais en contrepartie elle est peu alimentée par l'amont. Ce sont des valeurs intermédiaires des deux paramètres qui conduisent à une profondeur moyenne plus importante de la nappe en aval.

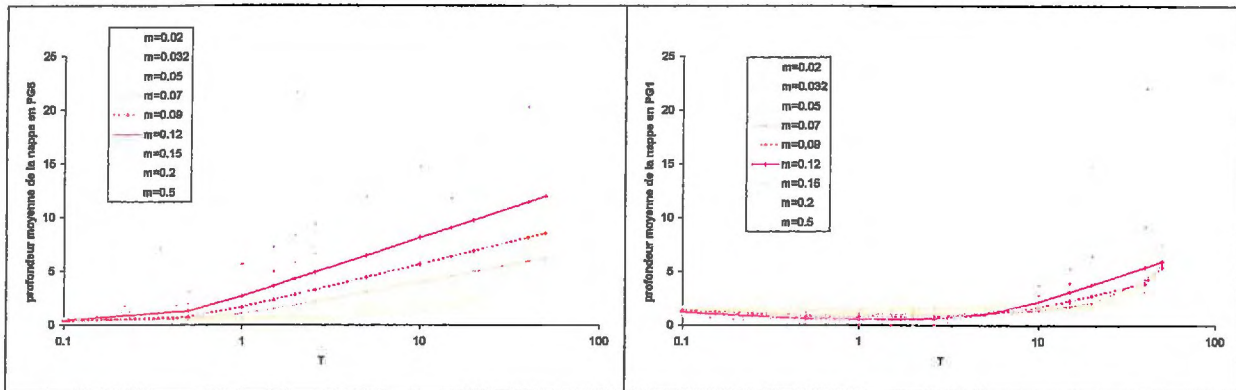


Figure 20. Profondeur moyenne simulée de la nappe pour les piézomètres en amont et en aval du transect de Guériniec selon les valeurs de m et T_0 .

Les Figure 21 et Figure 22 montrent l'influence de ces deux paramètres sur la dynamique de la nappe en trois points du transect de Guériniec.

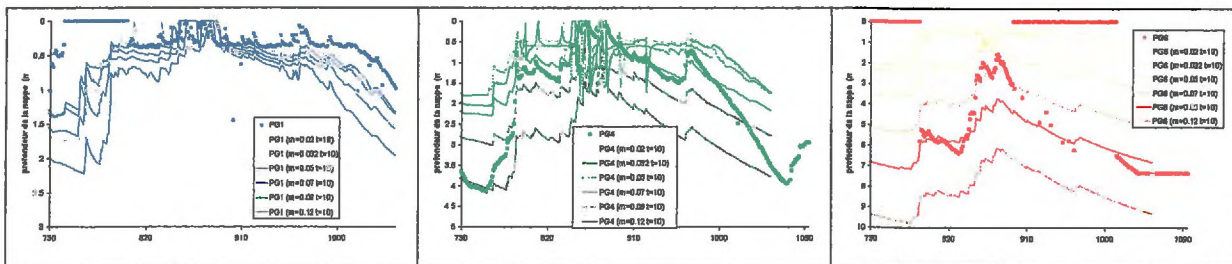


Figure 21. Influence du paramètre m sur la dynamique de la nappe en trois points

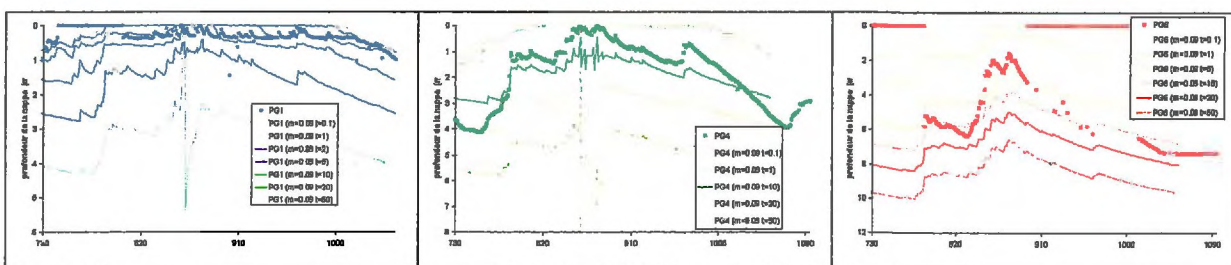


Figure 22. Influence du paramètre T_0 sur la dynamique de la nappe en trois points

On constate sur ces dernières figures que mis à part pour les valeurs de m et T_0 extrêmes qui entraînent des fluctuations de la nappe trop rapides et non réalistes, le modèle reproduit bien la dynamique de la variation de la profondeur de la nappe, avec de plus un gradient amont aval respecté. Cependant, les valeurs de profondeurs simulées ne correspondent pas aux valeurs mesurées, notamment par une amplitude trop faible.

Si on choisit une porosité plus faible, on peut reproduire plus justement la profondeur de la nappe, comme le montre la Figure 23 pour le piézomètre amont (PG6) du transect de Guériniac.

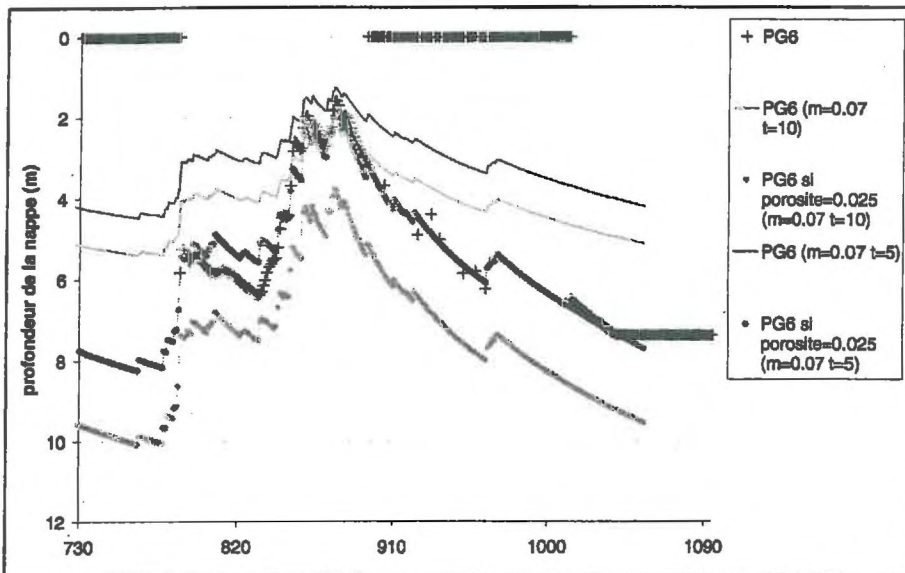


Figure 23. Influence de la porosité de l'altérite sur la profondeur de la nappe simulée.

C.2.4. Conclusion

Nous avons montré la sensibilité du modèle et l'importance des paramètres m et T_0 , à la fois pour la simulation des débits à l'exutoire et la dynamique de l'eau dans le bassin. De plus, nous avons constaté l'importance de l'estimation de la porosité de rétention pour reproduire la profondeur de la nappe.

Dans ces analyses, nous avons aussi mis en évidence l'utilité des données «spatiales» comme l'extension des zones saturées ou la profondeur de la nappe, même seulement en certains points, pour éliminer des jeux de paramètres qui simulent de bons débits à l'exutoire mais sans reproduire un bon fonctionnement du bassin versant. Le recours à une validation spatiale est actuellement de plus en plus prôné en modélisation hydrologique (par exemple Lamb *et al.*, 1997). Cette double validation permet, dans notre cas par exemple, d'éliminer des valeurs trop grandes de m (0.69 m) calibrées avec la première version, en utilisant seulement le débit à l'exutoire.

Enfin, il faut noter que cette analyse de sensibilité est inspirée des idées et des principes de la méthode GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation, Beven et Binley, 1992). Elle n'a cependant pas été réalisée avec cette méthode, mais avec une réflexion pas à pas, de manière plus intuitive.

C.3. Sensibilité à la spatialisation des paramètres

Les analyses précédentes ont été faites avec des valeurs de paramètres homogènes sur l'ensemble du bassin. Étant données d'une part la variabilité spatiale des propriétés physiques mesurées sur le terrain (conductivité, profondeur du sol...) et d'autre part la nature même du modèle qui suppose que les phénomènes sont distribués, on a testé la sensibilité du modèle à la spatialisation des paramètres. En effet, certains modèles, comme ANSWERS et AGNPS conçus pour prendre en compte des phénomènes spatialisés s'avèrent ne pas être sensibles à cette spatialisation (Fisher *et al.*, 1997).

Nous avons testé ici la spatialisation de T_0 , m et RU (réserve utile du sol) à partir de cartes des sols et de cartes des profondeurs des sols, ou arbitrairement en fonction de la distance à la rivière par exemple.

Les résultats obtenus en prenant en compte simplement deux types de sols différant soit pour T_0 soit pour m sont présentés sur les Figure 24 et Figure 25. Les deux zones ont été déterminées simplement selon la distance au réseau hydrographique.

Le modèle est sensible à la spatialisation de T_0 et m . Les flux d'eau testés sont par contre peu sensibles à la spatialisation de RU , avec les types de distribution choisis, mais on peut penser que cette spatialisation s'avérera importante pour l'azote, avec une durée de lessivage plus importante dans des sols plus profonds.

Enfin, étant donnée l'importance de la porosité de rétention pour le calcul de la profondeur réelle de la nappe, il est évident que les résultats spatiaux sont sensibles à spatialisation de la porosité, mais puisque les calculs « internes » ne s'effectuent que sur des déficits hydriques, la spatialisation de la porosité n'influe pas sur les sorties « globales » telles que le débit à l'exutoire.

Nous n'avons pas non plus testé la sensibilité des flux d'eau à la spatialisation de Max_nappe . En ce qui concerne les flux d'azote, Max_nappe représente aussi la capacité de stockage de chaque maille, afin de simuler l'inertie du bassin. On peut donc penser que la spatialisation de ce paramètre sera importante lors de la simulation des transferts de solutés.

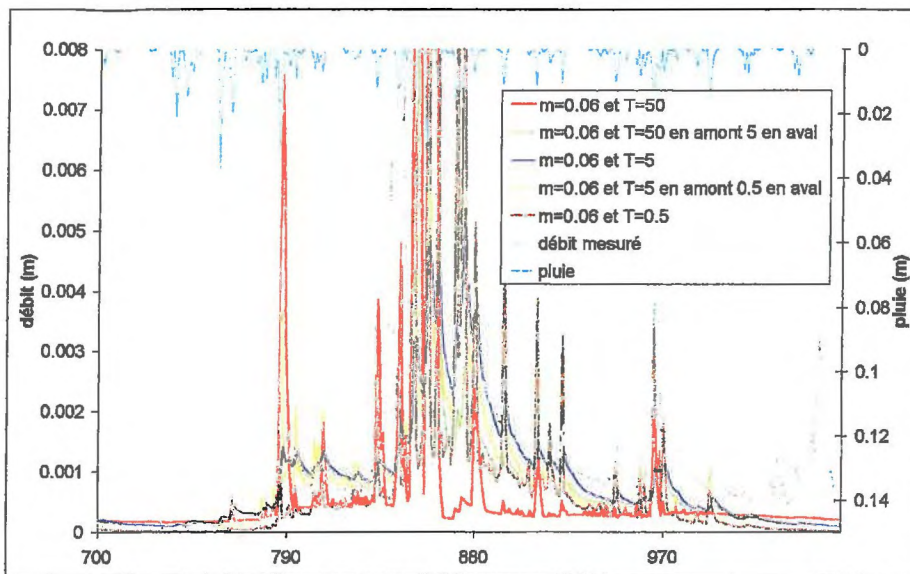


Figure 24. Comparaison des résultats pour une valeur de T_0 globale ou distribuée en deux zones

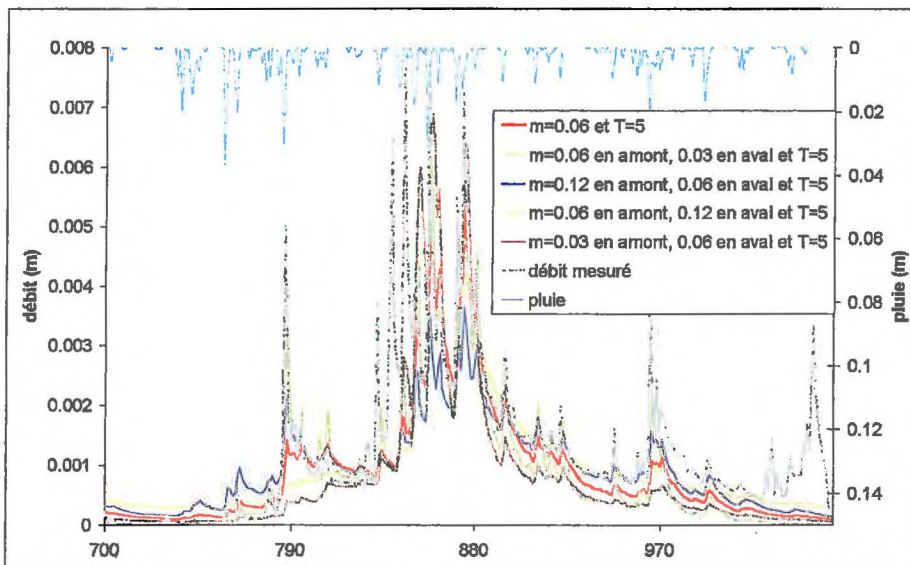


Figure 25. Comparaison des résultats pour un m global ou distribué en deux zones

C.4. Conclusion

Dans toutes les applications la valeur de conductivité hydraulique latérale à saturation, correspondant aux valeurs de T_0 et m , varie entre 2,6 et 300 m.j^{-1} , soit entre 3.10^{-5} et $3,5.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$. Les valeurs de conductivité verticale à saturation mesurées par Widiatmaka (1994) sont de l'ordre de 10^{-5} m.s^{-1} , soit 1 à 100 fois ces valeurs. Ceci correspond à ce qui est observé par Franchini *et al.* (1996), Beven (1997a) et Carluier (1998) avec TOPMODEL. Dans le cas de TOPMODEL, on peut expliquer cette surestimation de la conductivité après calibration par :

-
- T_0 est la transmissivité extrapolée à un sol saturé jusqu'en surface. Pour les sols pour lesquels la transmissivité latérale décroît rapidement avec la profondeur du toit de la nappe, la valeur appropriée doit être bien plus grande que celle donnée par des mesures de conductivité faible sur des profondeurs finies, et souvent pour des flux verticaux et non latéraux ;
 - Beven et Binley (1992) par exemple ont montré que des valeurs mesurées de conductivité utilisées pour des simulations de flux de Darcy par éléments finis conduisent à des temps de transfert beaucoup trop longs dans un long versant. Des valeurs plus grandes de conductivité semblent alors plus réalistes ;
 - l'existence de chemins latéraux préférentiels, à l'échelle de la maille, augmente la valeur de la conductivité, mesurée le plus souvent sans prendre en compte ces chemins préférentiels. La transmissivité calibrée reflète ainsi la vitesse de transfert effective dans le bassin plutôt que la vitesse moyenne de flux ;
 - dans l'indice topographique utilisé par TOPMODEL, une grande valeur de transmissivité peut compenser une surestimation de l'aire drainée (Saulnier, 1996).

Pour le paramètre m , une analyse des profils des récessions donne des valeurs proches de celles calibrées et utilisées, mais seulement pour les récessions après les crues. Pour la récession d'étiage, il faudrait avoir une valeur de m plus faible. On pourrait prendre une valeur de m variable dans l'espace ou avec la profondeur comme Franks *et al.* (1998).

D. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques (Beaujouan *et al.*, 2000b)

Cette partie est composée d'un article publié par la Revue Internationale de Géomatique dans un numéro spécial intitulé « SIG et Simulations » (Beaujouan *et al.*, 2000b).

L'article est présenté ici dans son intégralité, mais certaines parties, notamment « D.3.1. Modèle hydrologique » et « D.3.4. Bassins versants » sont présentées plus en détail dans d'autres parties de ce mémoire.

Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant.

Véronique Beaujouan — Pierre Aurousseau — Patrick Durand — Hervé Squidant —
Laurent Ruiz

UMR Sol Agronomie Spatialisation, ENSAR - INRA

65, rue de St Brieuc, F-35042 Rennes Cedex

{beaujouan@arthur., carto@merlin., squivid@onyx., durand@, ruiz@lerheu.} roazhon.inra.fr

RÉSUMÉ. Un modèle hydrologique spatialisé est développé pour l'étude des pollutions diffuses d'origine agricole à l'échelle du bassin versant. Le routage de l'eau y est décrit par un réseau de drainage extrait d'un MNT. On compare les résultats du modèle selon la méthode d'extraction du réseau choisie : mono ou multi-directionnelle. Un travail complémentaire est mené dans le cas de la méthode multi-directionnelle pour la délimitation du bassin versant. Le choix de la méthode de drainage devra être guidé par les objectifs des simulations et par une comparaison des résultats spatiaux avec des observations terrain.

ABSTRACT. A new distributed hydrological model is developed to study the agricultural non-point source pollution in catchment. Drainage network in the model is extracted from a DTM. We compare the results obtained by two methods of derivation of the drainage network: mono or multiple-direction method. A complementary work is conducted on the delimitation of the catchment boundaries when the multiple-direction method is used. The method chosen will have to be depending both on the simulation objectives and on a comparison between spatial simulation results and observed data.

MOTS-CLÉS : réseau de drainage, multi-directionnel, MNT, SIG, modèle hydrologique distribué, pollution diffuse.

KEYWORDS : drainage network, multiple-direction, DTM, GIS, distributed hydrological model, agricultural non-point source pollution.

D.1. Introduction

Les pollutions diffuses d'origine agricole mettent en jeu des phénomènes complexes et variables à la fois dans l'espace et dans le temps. Les transferts et transformations de certains polluants solubles, notamment l'azote, sont étroitement liés aux transferts d'eau et à l'état hydrique des milieux. Afin de mieux comprendre les processus mis en jeu et de proposer à terme une gestion de l'espace moins polluante, on fait de plus en plus appel à une modélisation spatialisée des transferts de polluants liée à une modélisation des transferts d'eau à l'échelle du bassin versant.

Dans l'objectif de la modélisation des transferts de nitrate au sein de petits bassins versants, nous avons développé un nouveau modèle, TNT (pour Transferts de Nitrate et Topographie). Le nitrate étant étroitement lié à l'eau, la modélisation des transferts d'eau a constitué la première étape du développement. Cette modélisation spatialisée nécessite une description assez fine du milieu, qui peut être acquise par l'intermédiaire d'un SIG.

De plus, nous avons accepté l'hypothèse que les transferts d'eau sont majoritairement déterminés par la topographie. Ainsi, la détermination des chemins de l'eau ou chemins hydrauliques, composant le « réseau de drainage », peut être effectuée à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT). Cette étape est une phase essentielle de la description du bassin versant, dont dépend en grande partie la qualité des résultats d'un modèle hydrologique spatialisé. L'objet de cet article est d'explorer les conséquences du mode de calcul du réseau de drainage par un SIG sur l'aptitude du modèle à simuler le débit dans la rivière et la représentation spatialisée du fonctionnement hydrologique du bassin.

Nous allons dans un premier temps faire une revue des méthodes existantes pour déterminer le réseau de drainage à partir d'un MNT. Nous présenterons ensuite les deux méthodes choisies, le modèle hydrologique et les bassins versants d'application, puis nous comparerons les résultats obtenus avec les deux méthodes d'extraction du réseau de drainage choisies.

D.2. État de l'art

De nombreux modèles hydrologiques à l'échelle du bassin versant se fondent sur l'hypothèse qu'en un point, le gradient hydraulique qui gouverne les écoulements de l'eau peut être estimé par le gradient topographique de la surface du sol. Le routage de l'eau dans le bassin versant peut alors être déterminé à partir de la topographie de la surface. Le développement des Modèles Numériques de Terrain, leur accessibilité et leur utilisation aisée en font une base répandue pour l'extraction du réseau de drainage et du réseau hydrographique. Que ce soit pour le choix du type de MNT ou de la méthode d'extraction, plusieurs possibilités existent.

En ce qui concerne le choix du type de MNT, de nombreux auteurs prônent l'utilisation de MNT à mailles irrégulières, par exemple triangulaires (TIN : Triangular Irregular Network) [VIE 91], [PAL 98] ou basées sur les lignes de niveau (MNT de contour) par exemple pour TOPOG [VER 93], [MOO 91b]. L'utilisation de MNT à grille régulière pour déterminer le réseau de drainage est souvent

critiquée par ces auteurs, notamment parce que les chemins de l'eau ont tendance à zigzaguer et que les contours des bassins sont mal définis [MOO 91a], ou parce qu'ils n'ont pas l'avantage comme les MNT à mailles irrégulières de pouvoir être plus précis sur les zones à forte pente par exemple [SAU 96]. Toutefois, les MNT à mailles régulières étant relativement faciles à obtenir et à utiliser, ils sont fréquemment employés en modélisation hydrologique (SHE [ABB 86], TOPMODEL [BEV 79], [GAN 97]). C'est ce type de MNT, à mailles régulières carrées, que nous avons choisi d'utiliser.

La procédure de création du MNT est toujours l'étape la plus difficile dans l'analyse topographique, mais dans cet article nous considérerons que ces problèmes de construction ont été résolus avant l'extraction du réseau, tout comme les corrections des anomalies de drainage.

Les méthodes d'extraction du réseau de drainage à partir des MNT à mailles régulières carrées sont nombreuses (revues par Moore *et al.* [MOO 91a] et Tarboton [TAR 97]), et peuvent se classer dans trois catégories : mono-directionnel, multi-directionnel et deux dimensions.

Plusieurs méthodes de drainage mono-directionnel existent, qui sont regroupées par Costa-Cabral et Burges [COS 94] par exemple sous la dénomination de méthode D8. Dans ce cas, l'eau d'une maille s'écoule vers une de ses huit voisines, celle d'altitude la plus basse ou dans la direction de la plus grande pente. Olivera et Maidment [OLI 99] par exemple utilisent ce type de drainage pour modéliser le ruissellement. D'autres méthodes semblables dirigent l'eau uniquement dans une des quatre directions latérales (méthodes D4) ou de manière aléatoire vers une des mailles plus basses selon une loi de probabilité qui tient compte de la pente ou de la différence d'altitude (méthode Rho8).

Pour palier les désavantages de la représentation en une dimension des écoulements par les méthodes D8, Quinn *et al.* [QUI 91] proposent de partager le flux sortant d'une maille entre celles de ses huit voisines ayant une altitude plus basse. La répartition entre les mailles est calculée en fonction de la pente et d'une surface d'échange entre les mailles différente selon que la direction est latérale ou diagonale. Ils constatent que cette méthode est meilleure pour les versants, mais que le drainage mono-directionnel est plus adapté dès que l'eau a atteint un réseau permanent. Saulnier [SAU 96] utilise cet algorithme de calcul de l'aire drainée pour l'estimation de l'indice topographique utilisé dans TOPMODEL. Holmgren [HOL 94] utilise la même méthode, à la différence près qu'il ne différencie pas les mailles latérales des mailles diagonales. Il montre que les écoulements sont mieux répartis dans les différentes mailles si on prend une puissance x de la pente pour les pondérer (si $x = 1$, on revient au cas de Quinn *et al.* [QUI 91] ; si $x = \text{infini}$ on retrouve le drainage mono-directionnel). Frankenberger *et al.* [FRA 99], dans un modèle hydrologique, utilisent un routage de l'eau multi-directionnel semblable à celui de Quinn *et al.* [QUI 91], mais sans tenir compte non plus de la position latérale ou diagonale des mailles pour la pondération des écoulements.

Costa-Cabral et Burges [COS 94] critiquent le mono-directionnel, car selon eux les flux devraient être routés en 2D au lieu de 1D. D'après eux, la méthode multi-directionnelle estompe bien un peu cette erreur et permet une meilleure estimation des aires drainées amont, mais elle génère des aires saturées discontinues et pose des problèmes aux limites de la zone d'étude du fait du caractère dispersif de la

méthode. Ils trouvent une solution en étudiant la géométrie du flux de courant en deux dimensions dont la direction est déterminée par la plus grande pente. Le flux est réparti proportionnellement dans deux mailles voisines selon cette direction. Les calculs avec cette méthode nommée DEMON (Digital Elevation MOdel Networks) permettent de prendre en compte les convergences, divergences ou zones planes, comme avec des MNT de contour, mais avec l'avantage d'utiliser des grilles. De même, Tarboton [TAR 97] estime que le drainage mono-directionnel suit trop la forme des mailles, et que le multi-directionnel est trop dispersif (zones d'influence très grandes); il propose une solution alternative qui répartit l'eau entre deux mailles voisines en fonction de la direction de la pente de la maille.

Des applications de modèles hydrologiques montrent que les différentes méthodes de drainage permettent de simuler de façon correcte les flux dans la rivière. Wolock et McCabe [WOL 95] par exemple montrent que les flux à l'exutoire d'un bassin versant peuvent être simulés de façon satisfaisante par TOPMODEL en utilisant aussi bien un drainage mono-directionnel qu'un drainage multi-directionnel pour calculer l'indice topographique, à condition de recalibrer les paramètres du modèle pour chaque méthode. Par contre, si TOPMODEL est utilisé pour estimer des caractéristiques hydriques réparties spatialement, comme par exemple l'humidité des sols, ils concluent que la méthode multi-directionnelle est préférable. Plusieurs auteurs utilisent ainsi de préférence la méthode multi-directionnelle, par exemple pour cartographier automatiquement les sols hydromorphes [CHA 98] ou les zones hydromorphes de fonds de vallée [AUR 95].

Les MNT permettent aussi une détermination du réseau hydrographique permanent. Band [BAN 86] utilise la méthode de Peucker et Douglas [PEU 75] pour déterminer les points convexes et concaves à partir desquels on trace respectivement le réseau hydrographique et les lignes de crête. De nombreuses méthodes [MOO 91a] définissent le réseau hydrographique comme l'ensemble des mailles dont la surface drainée (déterminée le plus souvent par une méthode de drainage mono-directionnelle) est supérieure à un seuil [TAR 92], [GAN 97], [JOH 97], [VER 99]. Saulnier [SAU 96] propose de prendre en compte la pente (par l'intermédiaire de l'indice topographique) en plus de l'aire drainée pour déterminer les points source du réseau hydrographique. Les mailles en aval de ces points source, dans le sens de la plus grande pente, constituent alors le reste du réseau. Il montre que dans ce cas, le seuil sur l'aire drainée détermine la longueur du réseau hydrographique, et le seuil sur l'indice topographique détermine la densité du chevelu du réseau. Polarski [POL 97] développe un modèle hydrologique qui ne prend pas en compte une position de rivière a priori, mais qui détermine un réseau dynamique en fonction de la teneur en eau simulée de chaque maille. Dans certaines méthodes, une confrontation avec la position de la rivière déterminée sur le terrain permet une correction a posteriori du réseau de drainage.

Nous avons donc recensé un grand nombre de méthodes de drainage appliquées à la modélisation hydrologique. Ces méthodes sont essentiellement des variantes de deux grands types, les méthodes mono et multi-directionnelles dont la mise en œuvre est développée à l'UMR SAS de Rennes. Le

présent article vise à préciser l'influence de ces deux types de méthodes sur les résultats d'un modèle hydrologique distribué, et aborde également l'aspect rarement envisagé des conséquences de ces méthodes sur la délimitation du bassin versant.

D.3. Matériel et méthodes

D.3.1. Modèle hydrologique

Le modèle hydrologique utilisé, TNT (pour Transferts de Nitrate et Topographie) a été développé sous environnements UNIX et LINUX, de façon modulaire en langage C, de manière à pouvoir lui intégrer par la suite des modules de transfert et de transformations de l'azote.

Il est basé sur des hypothèses d'un modèle conceptuel existant, TOPMODEL, notamment l'hypothèse de contrôle des écoulements par la topographie. Cependant, et afin de représenter la topologie des écoulements et l'hétérogénéité spatio-temporelle des phénomènes de transferts et de transformations de l'azote, le calcul par classe d'indice topographique a été abandonné au profit d'un calcul maille à maille.

Le bassin versant est discrétisé en mailles carrées régulières, correspondant chacune en profondeur à une colonne de sol. La Figure 26 représente le fonctionnement du modèle TNT à l'échelle du bassin. Chaque colonne est découpée verticalement en deux couches, le sol et le sous-sol. La porosité de ces deux couches est compartimentée en une microporosité et une macroporosité, dans lesquelles les transferts sont respectivement rapides ou lents. Deux réservoirs sont délimités verticalement selon la quantité d'eau dans la colonne : la zone non-saturée dans laquelle une partie de la macroporosité n'est pas remplie par de l'eau, et la zone saturée ou nappe où l'ensemble de la porosité est rempli d'eau.

A chaque pas de temps (adapté à la taille du bassin versant étudié) un bilan hydrique est effectué au niveau de chaque maille, avec calcul des entrées dans la maille (pluie et apports éventuels de l'amont), de l'évapotranspiration, de la percolation à travers le sol et des flux sortants en fonction du niveau d'eau dans la colonne. L'eau de la nappe s'écoule latéralement en un écoulement profond sous l'effet de la gravité, en fonction de la pente de la maille par rapport au réseau hydrographique [CRA 97]. Lorsque la nappe atteint le sol, des échanges d'eau ont lieu entre la nappe et la microporosité du sol. Dans la suite, on dira alors que la maille est saturée. Lorsque la nappe atteint la surface du sol, l'eau arrivant dans la maille ne peut plus s'infiltrer en profondeur, et on a génération de ruissellement et d'exfiltration. On dira que la maille est contributive (sous-entendu au ruissellement).

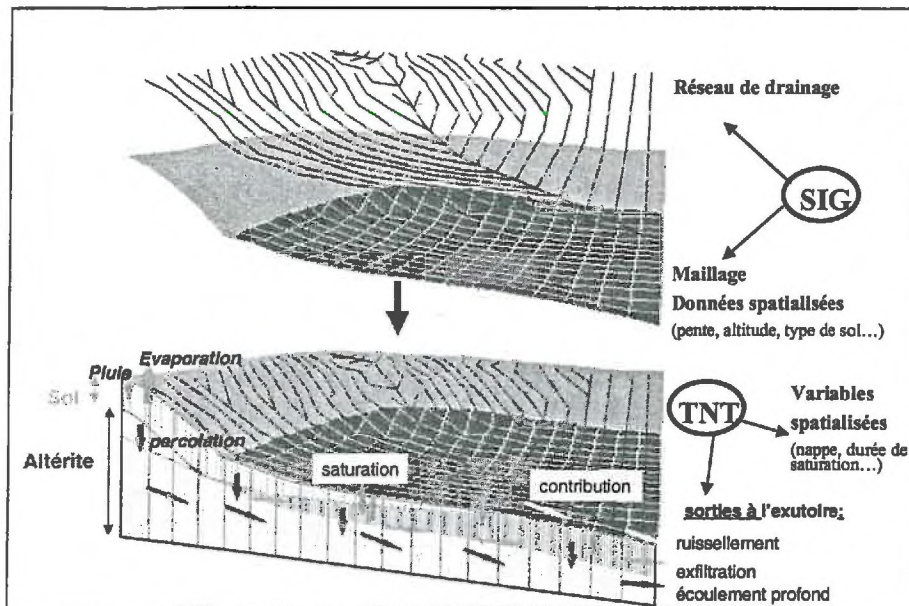


Figure 26. Fonctionnement du modèle TNT au sein du bassin versant

L'eau sortant d'une maille est routée vers l'aval selon la méthode de drainage choisie, et les écoulements en surface (ruissellement et exfiltration) vont alimenter la (ou les) maille(s) en surface alors que l'écoulement profond est dirigé vers le réservoir nappe.

Les calculs par maille sont effectués de l'amont vers l'aval afin de pouvoir connaître les écoulements provenant de l'amont avant de commencer le bilan au niveau d'une maille, et ceci grâce à une procédure récursive. Les directions de drainage sont déterminées avant le début des calculs et stockées grâce à des pointeurs dans le modèle de drainage.

D.3.2. Modèles de drainage

Deux modèles de drainage ont été testés : un modèle mono-directionnel et un modèle multi-directionnel. La mise en œuvre informatique des deux méthodes de drainage est décrite par Arousseau et Squidant [AUR 96].

Dans le cas du drainage mono-directionnel, l'eau d'une maille s'écoule vers la maille voisine vers laquelle le dénivelé est le plus important (différence d'altitude entre les centres des mailles / distance entre les centres). Au niveau informatique, on utilise un arbre binaire pour implémenter le réseau de drainage.

Dans le cas de la méthode multi-directionnelle, l'eau d'une maille s'écoule vers chacune de ses voisines (parmi les huit) ayant une altitude inférieure. L'écoulement est pondéré par la différence d'altitude et un coefficient qui prend en compte la distance entre les centres des mailles : 0,5 pour les voisines latérales et 0,354 pour les voisines en diagonale. Contrairement à Quinn *et al.* [QUI 91], la

surface d'échange entre les mailles ne dépend pas de leurs positions relatives. Au niveau informatique, on utilise un graphe orienté valué pour représenter le réseau de drainage.

En ce qui concerne la rivière, les mailles du réseau hydrographique seront dans tous les cas les mailles dont la surface drainée calculée par le drainage mono-directionnel est supérieure à un certain seuil.

Saulnier [SAU 96] a soulevé le problème de la prise en compte de la rivière dans les calculs de l'indice topographique pour l'utilisation de TOPMODEL, et a proposé un calcul particulier pour les mailles « rivière » : l'aire drainée d'une maille rivière n'est pas cumulée à l'aval, étant donné que l'eau de la rivière est supposée être acheminée directement à l'exutoire dans les hypothèses de TOPMODEL ; d'autre part, la pente prise en compte dans le cas de la maille rivière est la moyenne des pentes entre cette maille et ses voisines amont (sans les mailles elles-mêmes rivière).

Dans la version actuelle de TNT, nous avons adopté un algorithme semblable : les mailles du réseau hydrographique ont le même comportement que les autres mailles en ce qui concerne les calculs internes à la maille (niveau de la nappe, écoulement profond et ruissellement...), mais les écoulements sortants de ces mailles sont acheminés directement à l'exutoire du bassin, sans alimenter les mailles à l'aval. L'écoulement instantané dans la rivière peut générer une avance de l'arrivée de l'eau à l'exutoire, mais celle-ci reste négligeable dans le cas de petits bassins versants. Pour de plus grands bassins, la durée de l'écoulement dans la rivière devra être calculée. La pente prise en compte est actuellement la même pour toutes les mailles de la rivière, égale à la moyenne des pentes locales des mailles de la rivière.

D.3.3. Interface SIG

L'extraction du réseau de drainage peut-être effectuée par des logiciels de traitement des MNT, comme TAPES-G [GAL 96] qui propose les différentes options de méthode de drainage. Nous avons utilisé ici MNTSURF [SQU 94], un logiciel de traitement des MNT et de SIG développé en langage C au laboratoire de Spatialisation Numérique de l'ENSA de Rennes.

C'est ce logiciel qui permet de construire les MNT et qui fournit actuellement à TNT les données spatialisées nécessaires aux simulations : pente, altitude, situation de la rivière, type de sol, parcellaire... par l'intermédiaire de fichiers binaires. Il permet aussi de visualiser des résultats spatialisés, tels que la profondeur de la nappe à un moment donné, la durée moyenne de saturation...

D.3.4. Bassins versants

Deux types de bassins versants ont été utilisés : des bassins versants virtuels très simples et contrastés, construits de façon à observer des géomorphologies typées, et un bassin versant réel.

D.3.4.1 Bassins versants virtuels

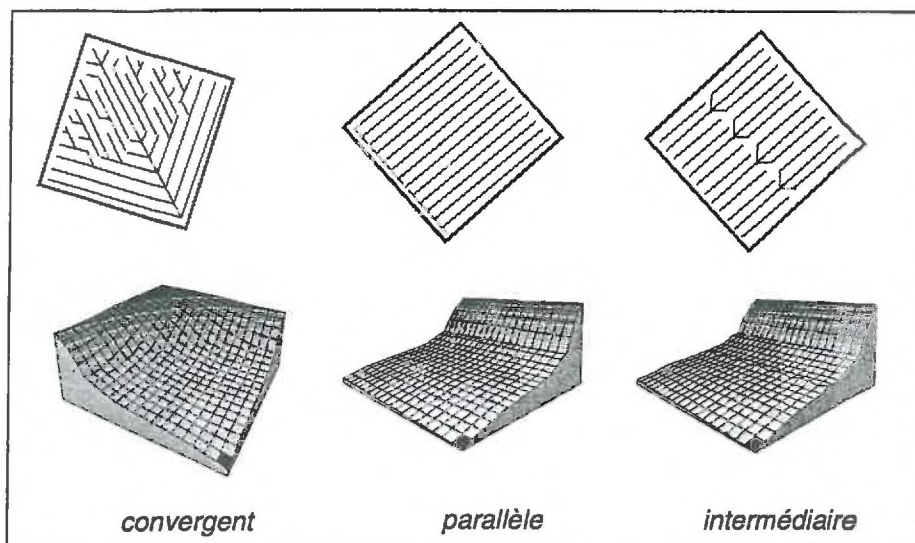


Figure 27. Bassins versants virtuels : réseau de drainage et altitude.

Les bassins versants virtuels utilisés sont des carrés de 400 mailles carrées de 40 m de côté, soit une superficie de 64 ha (Figure 27). Le dénivelé maximum est de 26 m. Un profil de pente identique est à la base des bassins, mais il a été distribué soit par rotation autour d'un exutoire unique pour obtenir une tête de vallon (type convergent), soit par translation pour obtenir un versant régulier (type parallèle). Un type intermédiaire a été réalisé à partir du type parallèle, en introduisant des points hauts à mi-versant. On a donc trois types géomorphologiques (notés par la suite C, P, et X avec C : convergent, P : parallèle, X : intermédiaire). Ces types constituent des cas extrêmes de la variabilité observée dans les bassins versants élémentaires en zone tempérée sur socle [RUI 00]. Le sol est considéré comme étant homogène sur tout le bassin, avec une profondeur de 1,3 m, une porosité de 50 % (25 % microporosité et 25 % macroporosité), une transmissivité de 10 m²/jour sur l'ensemble du profil, décroissant exponentiellement avec la profondeur avec un coefficient de 0,1 m. Pour les simulations effectuées dans la suite de ce papier sur ces bassins virtuels, seule la maille exutoire est considérée comme une maille rivière.

Ces bassins versants ont été utilisés pour tester l'effet de la forme des bassins et de l'organisation spatiale des systèmes de culture sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants agricoles [BEA 00].

D.3.4.2 Bassin versant réel

Le bassin de Naizin (Morbihan, France) est l'un des rares bassins versants suivi depuis plusieurs années situé en zone d'élevage intensif, et c'est pourquoi il a été choisi par l'INRA comme un site privilégié d'études des pollutions d'origine agricole [MOL 99]. Son sous-bassin amont, dit de Kervidy, est un petit bassin, d'une superficie de 5 km², à pentes douces (2,6 % en moyenne), situé sur un substrat schisteux au-dessus duquel se développent des altérites.

Ce bassin versant est discrétisé dans l'espace sur la base du MNT à pas de 20 m qui a été construit par analyse stéréoscopique de couples d'images SPOT par la société ISTAR.

La cartographie des sols permet de mettre en évidence deux grandes zones de comportements hydrauliques différents : une zone de sols conductifs sur les plateaux et les versants, et une zone de sols hydromorphes peu conductifs dans les bas de pentes et près des rivières [CUR 98]. Les paramètres de transmissivité du sol sont spatialisés selon ces deux grandes zones : transmissivité de 10 m²/jour et coefficient de décroissance exponentielle de 0,1 m pour les sols conductifs, pour des valeurs de 1 m²/jour et 0,05 m pour les sols hydromorphes. La profondeur du sol et de l'altérite de schiste sont considérées comme étant homogènes sur le bassin, et sont fixées respectivement à 1,2 m et 25 m. Les porosités sont elles aussi homogènes : 20 % de macro et micro-porosité pour le sol et 5 % de macro et de micro-porosité pour l'altérite.

D.3.5. Méthode : comparaison des aires drainées et des zones saturées modélisées

Les simulations sont effectuées au pas de temps journalier sur une année hydrologique, à partir de données météorologiques enregistrées du 1^{er} juillet 1994 au 30 juin 1995. Une première année de simulation permet d'initialiser les niveaux d'eau dans le bassin versant, et les résultats sont analysés sur la deuxième année. Le débit spécifique mesuré à l'exutoire permet de comparer les résultats aux mesures.

Deux simulations sont réalisées pour chaque bassin versant, chacune selon un modèle de drainage différent. On compare les aires drainées obtenues selon chaque méthode, ainsi que les cartes de durée de contribution et de saturation obtenues après simulation.

D.4. Résultats

Les résultats de la simulation des flux à l'exutoire diffèrent peu selon les deux méthodes, comme l'illustre la Figure 28 représentant les débits observés et simulés à l'exutoire du bassin de Kervidy.

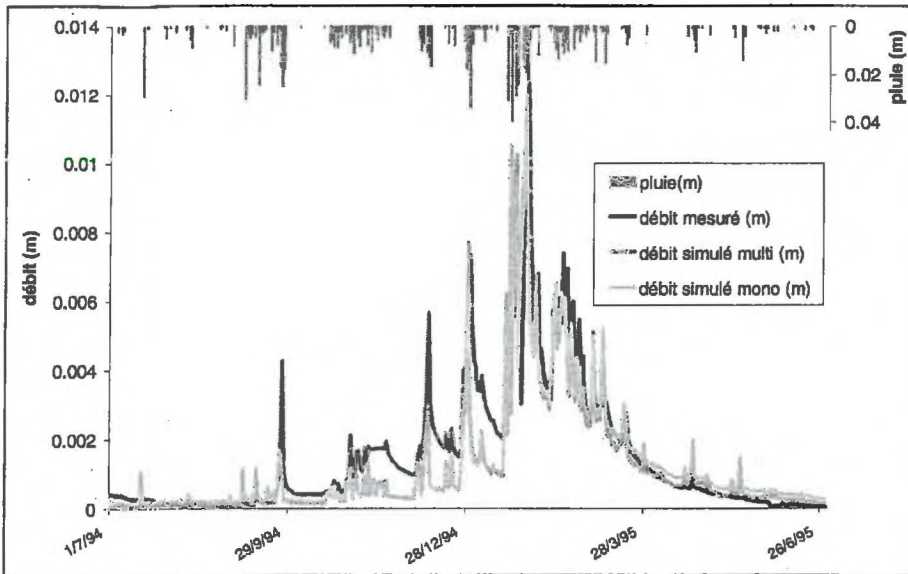


Figure 28. Débits spécifiques à l'exutoire simulés par les méthodes mono et multi-directionnelle comparés au débit spécifique observé à l'exutoire de Kervidy.

Les variables spatialisées obtenues par les simulations sont par contre très dépendantes de la méthode de drainage utilisée.

D.4.1. Bassins versants virtuels

La Figure 29 regroupe des résultats obtenus pour les trois bassins versants virtuels étudiés : aire drainée et durée de saturation simulées avec les deux méthodes, ainsi que les graphiques de fréquences cumulées correspondantes pour les bassins C et P.

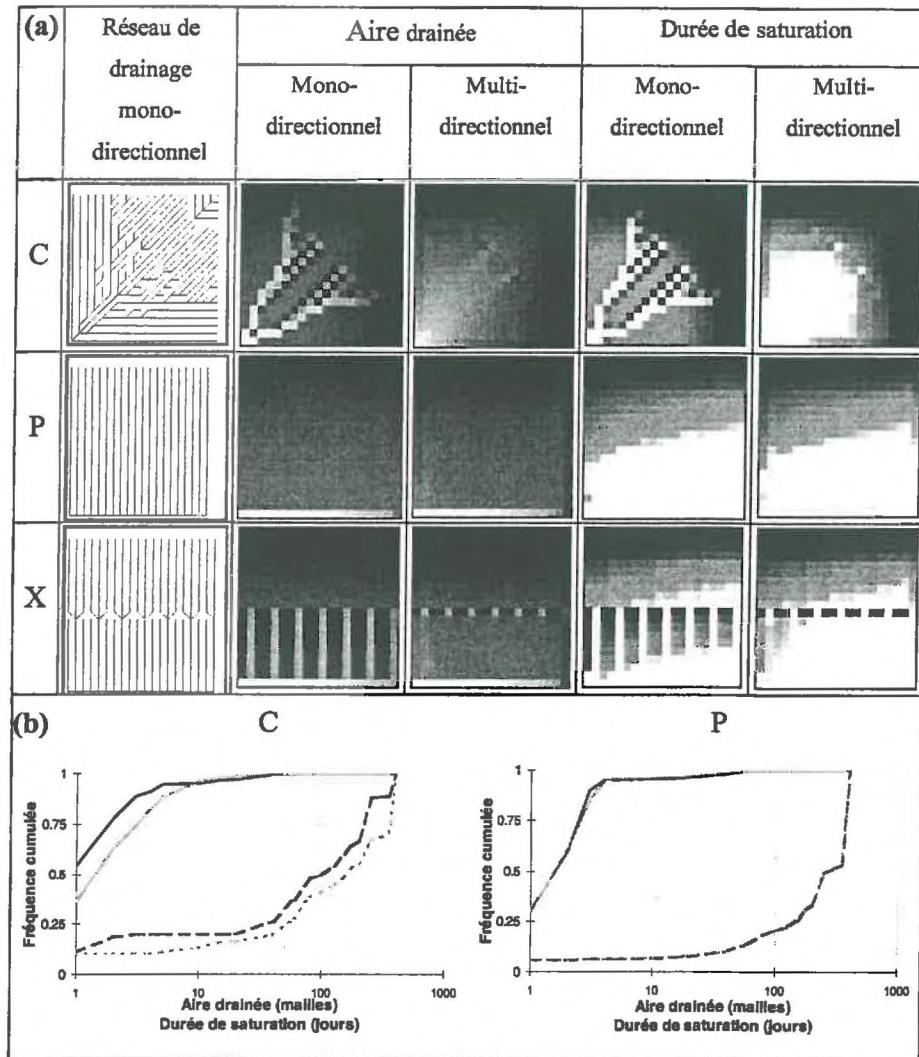


Figure 29. (a) Cartes des aires drainées et des durées de saturation pour les bassins versants virtuels. La couleur noire sur les cartes correspond aux valeurs les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées. (b) Fréquences cumulées de l'aire drainée et de la durée de saturation, pour deux bassins virtuels. En trait plein : aire drainée (en nombre de mailles) ; en pointillés : durée de saturation (en jours par an). En noir : drainage mono-directionnel ; en gris : drainage multi-directionnel.

On constate sur les cartes comme sur les histogrammes que le changement de type de drainage a peu d'influence dans les zones « parallèles » (bassin P, et amont de X), mais que la surface drainée et la durée de saturation changent dans les zones de convergence et de divergence. Le drainage multi-directionnel génère des formes arrondies et lissées qui s'opposent aux formes « en arêtes de poisson » obtenues avec le drainage mono-directionnel.

D'autre part, le caractère dispersif du drainage multi-directionnel a pour effet :

- De faire disparaître les mailles non drainantes situées en milieu de versant, sauf si elles sont des sommets locaux, comme dans le bassin X.
- De freiner le phénomène de convergence en une seule maille, tout en augmentant le nombre de mailles drainantes, ce qui entraîne une augmentation de la durée de saturation de nombreuses mailles.

On note une augmentation de la durée moyenne de saturation pour les bassins convergents, comme le montre le Tableau IV.

Durée moyenne de saturation d'une maille (jours par an)	Drainage mono-directionnel	Drainage multi-directionnel	Différence (en %)
C	129	180	40
P	244	245	0.4
X	218	249	15

Tableau IV. Durée moyenne de saturation d'une maille.

D.4.2. Bassin versant de Kervidy

Certains logiciels permettent de déterminer les limites des bassins versants selon une méthode multi-directionnelle. A notre connaissance, cette délimitation n'est cependant jamais utilisée, même lorsque c'est ce type de drainage qui est utilisé par la suite pour le routage de l'eau [FRA 99], [QUI 91], [WIG 94], [WOL 95]. Les cartes de la Figure 30 montrent l'extension de la zone d'influence du point exutoire du bassin de Kervidy avec les deux types de drainage. La carte obtenue avec le drainage multi-directionnel confirme deux points soulevés par Costa-Cabral et Burges [COS 94] et Tarboton [TAR 97] : le caractère dispersif du drainage multi-directionnel entraîne une trop grande extension de la zone d'influence, et celle-ci est limitée par l'emprise de notre MNT.

Nous avons choisi de déterminer les limites du bassin versant à partir du drainage mono-directionnel, et de garder ces limites même dans le cas de l'utilisation du drainage multi-directionnel afin de nous affranchir de ce problème de dispersion et de travailler dans les deux cas sur la même zone d'étude. On considère dans ce cas que toute l'eau tombée sur le bassin déterminé par la méthode mono-directionnelle arrive à l'exutoire.

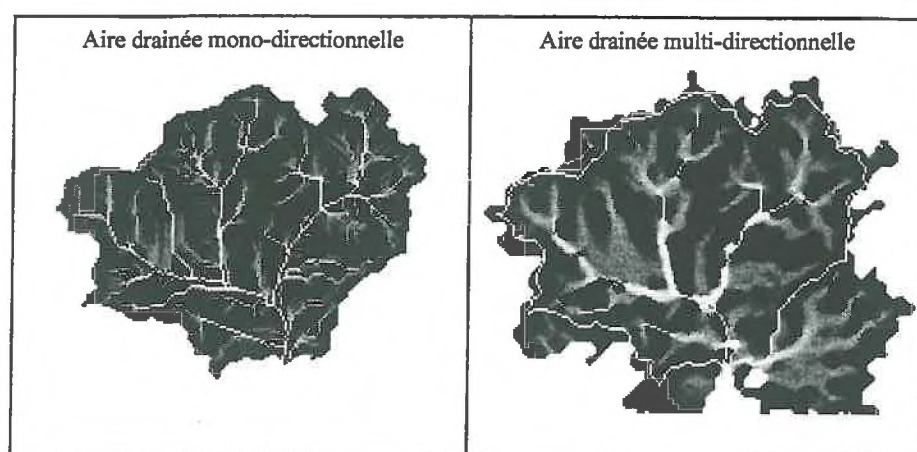


Figure 30. Comparaison des aires drainées du bassin de Kervidy selon les méthodes mono ou multi-directionnelle. La limite du bassin mono-directionnel est figurée en blanc sur la carte multi-directionnelle. La couleur noire correspond aux valeurs d'aire drainée les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées.

Les mailles rivière sont traitées selon la méthode mono-directionnelle pour ces simulations : l'eau qui en sort est acheminée directement à l'exutoire sans ré-alimenter les mailles à l'aval. Les cartes des durées de saturation et de contribution obtenues sont données dans la Figure 31, ainsi que les graphiques de fréquence cumulée correspondants ainsi que de l'aire drainée sont figurés sur la Figure 32.

Sur un bassin versant réel, on constate que l'effet « pixel » dû au drainage mono-directionnel est fortement marqué, alors que le drainage multi-directionnel lisse les contours. De plus, la carte de la durée de contribution avec le drainage multi-directionnel présente des formes en spatule alors que le drainage mono-directionnel simule des zones saturées découpées et « en arêtes de poisson ».

Comme pour les bassins versants virtuels, la durée moyenne de saturation est plus grande avec le drainage multi-directionnel (on passe d'environ 111 jours à 132 jours de saturation et de 26 à 39 jours de contribution).

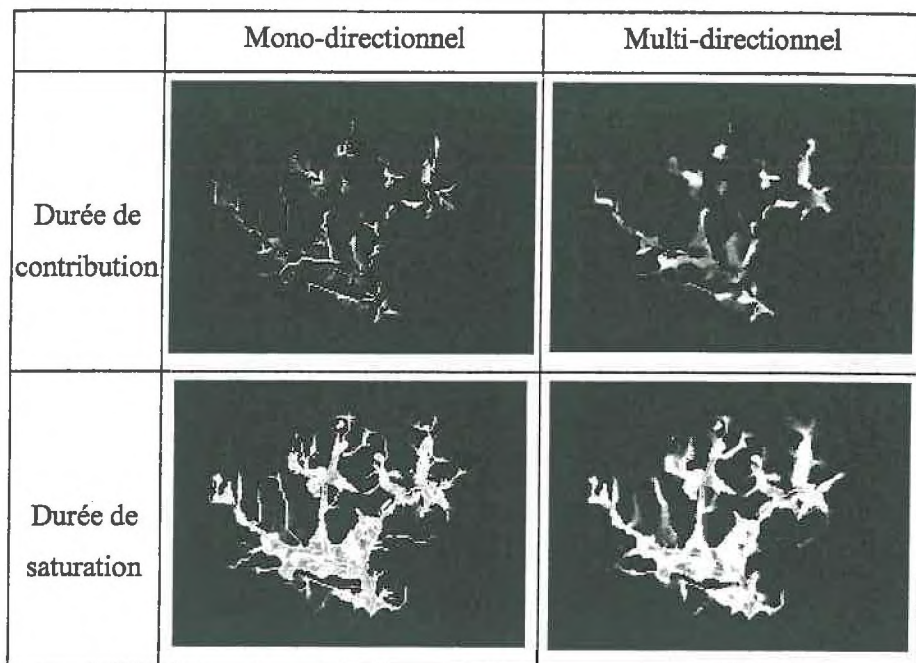


Figure 31. Bassin versant de Kervidy : cartes des durées de contribution et de saturation simulées selon les deux méthodes. La couleur noire correspond aux valeurs les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées.

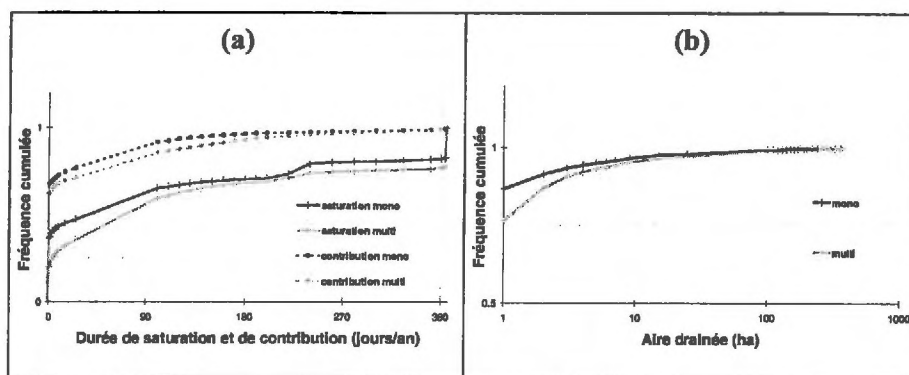


Figure 32. Fréquences cumulées (a) des durées de saturation (croix) et de contribution (ronds) et (b) de l'aire drainée, simulées selon les deux méthodes de drainage (noir : mono-directionnel ; gris : multi-directionnel).

D.5. Discussion.

D.5.1. Modélisation des débits à l'exutoire et des phénomènes spatiaux

Sur tous les bassins utilisés et quelle que soit la méthode de drainage employée, les débits observés à l'exutoire peuvent être correctement reproduits, et ceci en gardant les mêmes valeurs de paramètres. Sur le bassin de Kervidy, les pics de crue sont moins importants et les écoulements en période sèche sont légèrement plus élevés avec la méthode mono-directionnelle, ce qui est lié à la simulation du fonctionnement interne du bassin différente selon les méthodes de drainage : la méthode multi-directionnelle étant plus dispersive, elle génère en période humide un plus grand nombre de mailles saturées qui répondent vite à la pluie par ruissellement, ce qui génère des pics de crue plus importants ; en période sèche, elle répartit les écoulements de l'amont vers de nombreuses mailles sans générer de ruissellement contrairement à la méthode mono-directionnelle qui génère une convergence vers quelques mailles et un ruissellement vers l'exutoire.

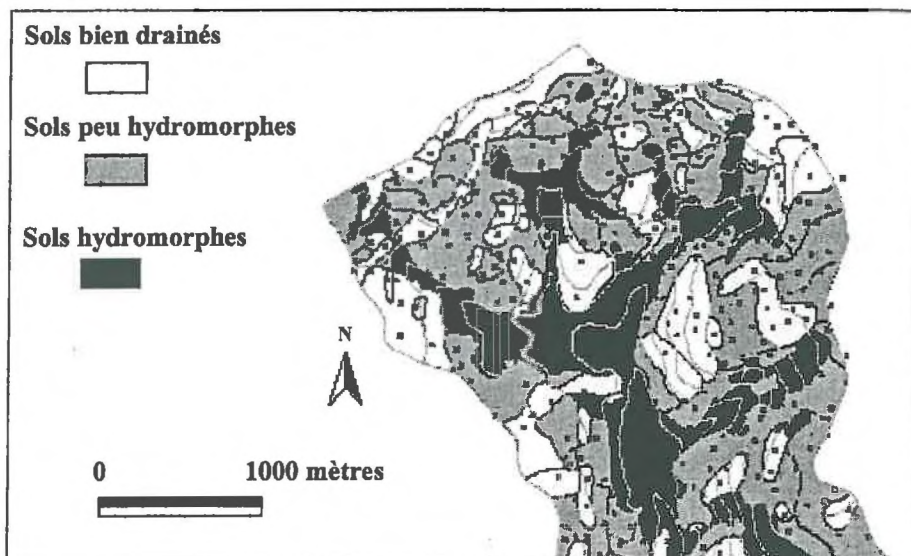


Figure 33. Cartographie des sols hydromorphes du bassin de Kervidy (d'après Walter et Curmi [WAL 98])

En ce qui concerne les phénomènes spatiaux dans le cas de nos simulations, la méthode multi-directionnelle, grâce à son caractère dispersif, semble compenser les défauts de la méthode mono-directionnelle liés à la discrétisation de l'espace et à l'assimilation d'une maille à un point. Une comparaison des cartes de durée de saturation ou de contribution (Figure 31) et de la carte des sols hydromorphes (Figure 33) suggère qu'un drainage multi-directionnel sur les versants combiné à une méthode mono-directionnelle dans les vallées donne à première vue de meilleurs résultats spatiaux, les zones saturées étant connexes et plus homogènes dans ce cas. Ceci reste toutefois à confirmer par une confrontation plus poussée avec des mesures sur le terrain, et par une validation spatiale. Les

comparaisons pourraient porter sur la teneur en eau du sol mesurée sur le terrain ou par télédétection, les hauteurs d'eau dans la nappe mesurées par des batteries de piézomètres, ou sur une cartographie de l'extension spatiale et temporelle des zones saturées (sols hydromorphes en profondeur) ou des zones contributives au ruissellement. ceci a été en partie mis en œuvre par d'autres auteurs sur des bassins bretons [CRA 97], [GIN 98], [MER 95]. L'obtention de telles données nécessite toutefois des campagnes terrain lourdes à mettre en œuvre.

Le choix de la méthode reste lié aux objectifs de la modélisation, comme l'ont remarqué Wolock et McCabe [WOL 95]. Compte tenu de la plus grande complexité et de la plus grande lourdeur de la méthode multi-directionnelle, nous concluons que lorsque l'objectif est simplement de simuler les flux à l'exutoire d'un bassin, la méthode mono-directionnelle convient, alors que lorsque l'objectif est de simuler des phénomènes spatiaux comme l'extension des zones saturées ou des processus dépendant de phénomènes spatiaux, la méthode multi-directionnelle est plus adaptée.

D.5.2. Questions sur la délimitation des bassins versants

Les simulations précédentes n'ont été effectuées que sur la surface correspondant au bassin versant déterminé par la méthode mono-directionnelle. Or pour le bassin de Kervidy, la figure 5 montre qu'avec la méthode multi-directionnelle une plus grande surface (686 ha au lieu de 480) est potentiellement drainable par l'exutoire du bassin réel. On constate aussi qu'une partie des écoulements sort de la surface mono-directionnelle sans passer par l'exutoire défini puisque l'aire drainée à l'exutoire calculée avec la méthode multi-directionnelle stricte (sans modéliser un drainage mono-directionnel au niveau de la rivière) n'est équivalente qu'à 270 ha.

Ceci soulève deux questions :

- Quelle est la contribution de la pluie tombée hors du bassin versant déterminé par la méthode mono-directionnelle au flux de la maille exutoire choisie ?

- Quelle part de la pluie tombée dans le bassin mono-directionnel contribue aux flux sortants par des mailles autres que la maille exutoire choisie ?

Avant de tenter de répondre à ces deux questions, on remarquera que ces différences entre les modèles de drainage sont affectées par un très fort effet de bord : elles sont d'autant plus grandes que la surface du bassin étudié est petite. Cet effet de bord est plus qu'inversement proportionnel à la surface du bassin comme l'illustre le Tableau V construit à partir d'un MNT de la Bretagne à pas de 250m. Il est à noter que cet effet dépend aussi du pas du MNT.

Surface du bassin mono-directionnel (ha)	Surface mise en jeu par le drainage multi-directionnel (ha)	Différence (en %)
1 000 000	1 025 000	2.5
50 000	55 000	10
5 000	7 000	40

Tableau V. Exemple de relation entre la taille des bassins et la différence de surface mise en jeu induite par un changement de méthode de drainage.

Pour répondre aux questions énoncées précédemment et localiser les contributions et les fuites, nous avons tenté de calculer quelle fraction de la pluie tombée sur chaque maille du bassin multi-directionnel s'écoule vers la maille exutoire choisie. Le calcul sur le bassin de Kervidy entier nécessitant un temps de calcul trop important, il a été effectué à titre d'exemple sur un très petit versant amont d'environ 2 ha dont la maille exutoire a été choisie dans une zone de convergence. On remarquera qu'à cette échelle un modèle de drainage uniquement construit sur la base de la topographie n'est utilisable qu'avec de multiples précautions. En effet à cette échelle il faudrait prendre en compte dans le modèle de drainage tout un ensemble d'artefacts d'origine humaine qui conditionnent les directions de drainage en surface (routes, fossés, sens de travail du sol). La prise en compte de ces artefacts a été développée par plusieurs auteurs ([CAR 98], [MER 99] par exemple). Ces obstacles d'origine humaine vont souvent contribuer à limiter et à définir précisément les contours des très petits bassins. Les résultats suivants donnés pour ce très petit versant sont donc à analyser avec précaution et à titre d'exemple.

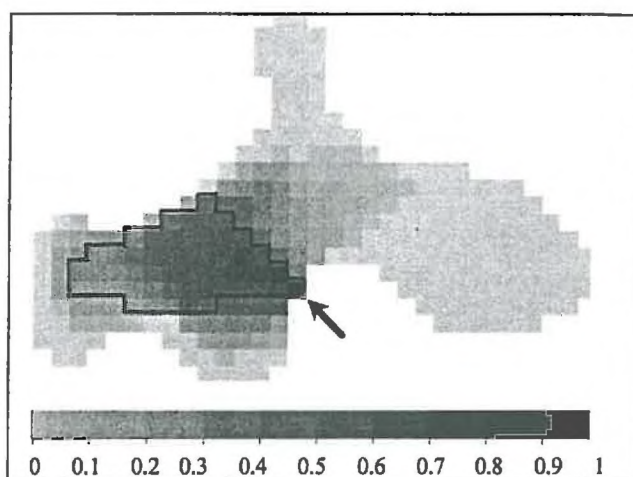


Figure 34. Taux de contribution de chaque maille au flux alimentant la maille exutoire d'un petit versant de Kervidy en utilisant le modèle multi-directionnel. Le bassin versant mono-directionnel correspondant est représenté par le trait noir.

La Figure 34 représente la carte des mailles qui participent à l'écoulement selon la méthode multi-directionnelle. On constate que cette dernière concerne environ 6 fois plus de mailles que la méthode

mono-directionnelle, mais qu'une majorité de l'eau collectée sur cette surface n'alimente pas la maille exutoire choisie. De plus, les mailles qui contribuent le plus à l'écoulement à l'exutoire avec la méthode multi-directionnelle ne correspondent pas toutes aux mailles prises en compte par la méthode mono-directionnelle. Cet exemple montre que dans ce cas de très petit versant, il ne paraît pas judicieux de limiter la surface drainée à la surface mono-directionnelle lorsqu'on utilise la méthode multi-directionnelle pour le routage de l'eau. On pourrait choisir un seuil de participation à l'écoulement à l'exutoire pour délimiter le « bassin multi-directionnel » afin de limiter la surface prise en compte aux mailles dont la contribution est significative.

Pour le bassin versant de Kervidy dans son ensemble, lorsqu'on utilise la méthode multi-directionnelle stricte, c'est à dire sans prendre en compte un drainage mono-directionnel dans les mailles rivière, la surface multi-directionnelle ajoutée représente 43 % de la surface mono-directionnelle, mais seulement 8,5 % de la pluie tombée sur cette surface ajoutée va alimenter la maille exutoire. De plus, près de la moitié de la pluie tombée sur le bassin déterminé par la méthode mono-directionnelle ne passe pas par l'exutoire choisi, et 81 % de ces pertes ont lieu au niveau de 6 mailles du bassin mono-directionnel voisines de l'exutoire. Les pertes sont donc en majeure partie dues au fait de localiser un exutoire en une maille unique alors que le caractère dispersif de la méthode multi-directionnelle a tendance à faire s'écouler de l'eau par les mailles voisines de la maille exutoire. Afin de s'affranchir de cet artefact, on pourrait :

- Soit prendre en compte un exutoire multiple formé de plusieurs mailles voisines de la maille exutoire initiale perpendiculairement à la rivière de façon à prendre en compte l'eau qui s'écoule dans la vallée et non plus dans la maille rivière, ce qui peut se produire dans les grands bassins lorsque le lit de la rivière est large et comblé de sédiments filtrants.
- Soit ne pas modéliser les fuites vers l'extérieur à partir des mailles voisines de l'exutoire en se basant sur l'hypothèse que la maille rivière a un pouvoir drainant plus fort que ses voisines, ce qui est en partie vérifié physiquement sur les petits bassins.

C'est cette dernière solution qui est mise en œuvre si on prend en compte un drainage mono-directionnel au niveau des mailles rivière. Dans ce cas, seulement 2,5 % de la pluie tombée sur le bassin mono-directionnel ne passe pas par l'exutoire et 11,5 % de la pluie tombée en dehors va alimenter la maille exutoire, les échanges les plus importants ayant lieu sur la zone située à l'est de l'exutoire. L'aire drainée par la maille exutoire est alors équivalente à celle obtenue avec la méthode mono-directionnelle. Cette solution semble être appropriée pour ne pas avoir à prendre en compte un exutoire multiple, et elle semble être représentative de ce qui se passe en réalité hors des périodes de crue durant lesquelles la rivière ne peut plus drainer toute l'eau.

En ce qui concerne le choix des limites du bassin versant, on constate que sur les crêtes peu marquées telles que celles que l'on trouve à l'amont du bassin de Kervidy, la différence entre les deux méthodes est négligeable, mais que la méthode multi-directionnelle permet de rendre compte des incertitudes liées à cette délimitation. Toutefois, le choix de la limite mono-directionnelle n'entraîne pas de grosse

erreur en terme de flux global et de bilan hydrique puisque les aires drainées concernées sont faibles. La zone la plus délicate à déterminer est la zone de part et d'autre de l'exutoire puisqu'on se situe dans un versant perpendiculaire à la rivière et non plus sur une ligne de crête. De plus, les aires drainées à ce niveau étant relativement importantes puisqu'on est proche de la rivière, une erreur de délimitation peut entraîner une erreur importante en terme de flux. La méthode multi-directionnelle semble alors plus adaptée pour prendre en compte la dispersion qui a lieu au niveau de ce versant, mais elle devrait être vérifiée sur le terrain.

D.6. Conclusion

Les résultats du modèle hydrologique spatialisé TNT sont comparés selon la méthode d'extraction du réseau de drainage choisie : mono ou multi-directionnelle. Les différences dues au changement de méthode de drainage varient selon la géomorphologie du versant étudié : les zones convergentes et divergentes sont plus sensibles que les zones dans lesquelles les drains sont parallèles. Les résultats à l'exutoire du bassin sont moins sensibles à un changement de méthode que les résultats spatialisés sur le bassin, et la méthode multi-directionnelle semble mieux indiquée pour la simulation des phénomènes spatiaux. Le choix de la méthode de drainage devra être guidé par les objectifs des simulations et par une comparaison des résultats spatiaux avec des observations terrain.

Un travail complémentaire est mené dans le cas de la méthode multi-directionnelle pour la délimitation du bassin versant de Kervidy. Dans la partie amont les différences de limites avec celles déterminées par la méthode mono-directionnelle sont négligeables et donnent une représentation plus vraisemblable des limites du bassin versant du fait de la dispersion au niveau des lignes de crêtes. Au niveau de l'exutoire les différences sont plus importantes et sont atténuées par la prise en compte d'un pouvoir drainant plus important par la rivière par l'intermédiaire d'une méthode mono-directionnelle dans la rivière.

Nous avons utilisé le réseau de drainage de façon statique, en supposant qu'il était déterminé uniquement par la topographie, et qu'il était invariant dans le temps. De plus, nous avons supposé que les transferts en profondeur suivent le même réseau que les transferts en surface. Le modèle permet une intégration des fonctions du SIG servant à calculer le réseau de drainage, et on peut donc envisager de construire un modèle de drainage dynamique si on change le graphe ou l'arbre de drainage à chaque pas de temps. De plus, on pourrait envisager de construire des réseaux de drainage différents en profondeur et en surface, pour prendre en compte les haies et les fossés par exemple.

Dans cet article, le problème de la qualité du MNT utilisé n'a pas été abordé. Nous nous sommes basés sur un MNT disponible dans le commerce sans chercher à en corriger toutes les imperfections. Les erreurs liées aux défauts locaux ne sont pas importantes statistiquement sur l'ensemble du bassin versant, mais elles doivent l'être si on s'intéresse à des résultats locaux. De même, il semble indispensable de vérifier le MNT aux environs de l'exutoire, afin de ne pas générer d'erreurs importantes sur la surface drainée à ce niveau.

D.7. Remerciements

Le premier auteur a bénéficié d'un financement de la Région Bretagne. Merci à G. Cotteret, Y. Hannot, S. Combo, et T. Bouedo pour leur aide à la mise en œuvre informatique

D.8. Bibliographie

- [ABB 86] ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E., RASMUSSEN J., « An introduction to the european hydrological system - Système Hydrologique Européen, « SHE », 1 : history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system », *Journal of hydrology*, Vol. 87, 1986a, p. 45-59.
- [AUR 95] AUROUSSEAU P., SQUIVIDANT H., « Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas-fonds », [http://viviane.roazhon.inra.fr/ spanum/publica/zhbf/ zhbf.htm](http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/zhbf/zhbf.htm), 1995.
- [AUR 96] AUROUSSEAU P., SQUIVIDANT H., « Use of tree and graph structures for computation modelling of derived variables in Digital Elevation Model software », <http://viviane.roazhon.inra.fr/ spanum/publica/dem/dem2.htm>, 1996.
- [BAN 86] BAND L.E., « Topographic partition of watersheds with digital elevation models », *Water Resources Research*, Vol. 22 n° 1, 1986, p. 15-24.
- [BEA 00] BEAUJOUAN V., DURAND P., RUIZ L. « Modeling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments », soumis à *Ecological modelling*.
- [BEV 79] BEVEN K.J., KIRKBY M.J., « A physically based variable contributing area model of basin hydrology », *Hydrological Sciences Bulletin*, Vol. 24 n° 1, 1979, p. 43-69.
- [CAR 98] CARLUER N., Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique, Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 1998.
- [CHA 98] CHAPLOT V., Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution., Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, France, 1998.
- [COS 94] COSTA-CABRAL M.C., BURGES S.J., « Digital elevation model networks (DEMON) : a model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas », *Water Ressources Research*, Vol. 30 n° 6, 1994, p. 1681-1692.
- [CRA 97] CRAVE A., GASCUEL-ODOUX C., « The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content », *Hydrological processes*, Vol. 11, 1997, p. 203-210.
- [CUR 98] CURMI P., WALTER C., HALLAIRE V., GASCUEL-ODOUX C., WIDIATMAKA, TAHA A., ZIDA M., « Les sols du bassin versant du Coët-Dan: caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques », in: C. Cheverry (Editor), *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Science Update, 1998, p. 109-127.
- [FRA 99] FRANKENBERGER J.R., BROOKS E.S., WALTER M.T., WALTER M.F., STEENHUIS T.S., « A GIS-based variable source area hydrology model », *Hydrological processes*, Vol. 13, 1999, p. 805-822.
- [GAL 96] GALLANT J.C., WILSON J.P., « TAPES-G: a grid-based terrain analysis program for the environmental sciences », *Computers and Geosciences*, Vol. 22 n° 7, 1996, p. 713-722.
- [GAN 97] GANDOLFI C., BISCHETTI G.B., « Influence of the drainage network identification method on geomorphological properties and hydrological response », *Hydrological Processes*, Vol. 11, 1997, p. 353-375.
- [GIN 98] Gineste P., Contribution de l'imagerie satellitaire radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par TOPMODEL., Thèse de doctorat, CEMAGREF- ENGREF Montpellier, 1998.
- [HOL 94] HOLMGREN P., « Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models : an empirical evaluation », *Hydrological Processes*, Vol. 8, 1994, p. 327-334.
- [JOH 97] JOHNSON D.L., MILLER A.C., « A spatially distributed hydrologic model utilizing raster data structures », *Computers and geosciences*, Vol. 23 n° 3, 1997, p. 267-272.
- [MER 95] Mérot P., Ezzahar B., Walter C., Arousseau P., " Mapping waterlogging of soils using digital terrain models.", *Hydrological Processes*, Vol. 9 n° , 1995, p. 27-34.
- [MER 99] Mérot P., Gascuel-Oudoux C., Walter C., Zhang X., Molénat J., " Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface", *Revue des sciences de l'eau*, Vol. 12 n° 1, 1999, p. 23-44.
- [MOL 99] MOLÉNAT J., Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Étude expérimentale et modélisation, Thèse de doctorat, Université de Rennes I, France, 1999.

- [MOO 91a] MOORE I.D., GRAYSON R.B., LADSON A.R., « Digital Terrain Modelling : a review of hydrological, geomorphological, and biological applications », *Hydrological Processes*, Vol. 5, 1991, p. 3-30.
- [MOO 91b] MOORE I.D., GRAYSON R.B., « Terrain-based catchment partitioning and runoff prediction using vector elevation data », *Water Resources Research*, Vol. 27 n° 6, 1991, p. 1177-1191.
- [OLI 99] OLIVERA F., MAIDMENT D., « Geographic information systems (GIS) - based spatially distributed model for runoff routing », *Water Resources Research*, Vol. 35 n° 4, 1999, p. 1155-1164.
- [PAL 98] PALACIOS-VÉLEZ O.L., GANDROY-BERNASCONI W., CUEVAS-RENAUD B., « Geometric analysis of surface runoff and the computation order of unit elements in distributed hydrological models », *Journal of Hydrology*, Vol. 211, 1998, p. 266-274.
- [PEU 75] PEUCKER T.K., DOUGLAS D.H., « Detection of surface specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data », *Computer Graphics Image Processes*, Vol. 4, 1975, p. 375-387.
- [POL 97] POLARSKI M., « Distributed rainfall-runoff model incorporating channel extension and gridded digital maps », *Hydrological processes*, Vol. 11, 1997, p. 1-11.
- [QUI 91] QUINN P., BEVEN K., CHEVALLIER P., PLANCHON O., « The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models », *Hydrological Processes*, Vol. 5, 1991, p. 59-79.
- [RUI 00] RUIZ L., AUROUSSEAU P., BAUDRY J., BEAUJOUAN V., CELLIER P., CURMI P., DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., LETERME P., PEYRAUD J.L., THENAIL C ET WALTER C., « Conception de bassins versants virtuels : un outil pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote dans les bassins versants ». *Actes de l'AIP Ecospace*, Ed. INRA (sous presse).
- [SAU 96] SAULNIER G.-M., Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL, Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Grenoble, France, 1996.
- [SQU 94] SQUIVIDANT H., Mntsurf : logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. Doc. E.N.S.A.R., 1994.
- [TAR 92] TARBOTON D.G., BRAS R.L., RODRIGUEZ-ITURBE I., 1992. « On the extraction of channel networks from digital elevation data », in: K.J. Beven and I.D. Moore (Editors), *Terrain Analysis and distributed modelling in hydrology*. Wiley, New York, p. 85-104.
- [TAR 97] TARBOTON D.G., « A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models », *Water Resources Research*, Vol. 33 n° 2, 1997, p. 300-319.
- [VER 99] VERDIN K.L., VERDIN J.P., « A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins », *Journal of Hydrology*, Vol. 218, 1999, p. 1-12.
- [VER 93] VERTESSY R.A., HATTON T.J., O'SHAUGHNESSY P.J., JAYASURIYA M.D.A., « Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model », *Journal of Hydrology*, Vol. 150, 1993, p. 665-700.
- [VIE 91] VIEUX B.E., « Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modelling », *Hydrological Processes*, Vol. 5, 1991, p. 101-113.
- [WAL 98] WALTER C., CURMI P., « Les sols du bassin versant du Coët-Dan : organisation, variabilité spatiale et cartographie », in: C. Cheverry (Editor), *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Science Update, 1998, p. 85-105.
- [WIG 94] WIGMOSTA M.S., VAIL L.W., LETTENMAIER D.P., « A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain », *Water resources research*, Vol. 30 n° 6, 1994, p. 1665-1679.
- [WOL 95] WOLOCK D.M., MCCABE G.J.J., « Comparison of single and multiple direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL », *Water Resources Research*, Vol. 31 n° 5, 1995, p. 1315-1324.

E. Intégration de transfert et transformations d'azote

Les modules de transferts et transformations d'azote sont ajoutés au code après le développement des modules hydrologiques. Les flux d'eau sont calculés dans un premier temps, puis les transferts et les éventuelles transformations d'azote, en fonction des flux et des niveaux d'eau.

E.1. Gestion des transferts entre et dans les différents compartiments

Nous avons choisi une modélisation de type capacitif, mettant en jeu une cascade de réservoirs au sein de chaque maille et dans le bassin versant. On considère que les phénomènes de dilution sont instantanés dans chaque réservoir, et que les flux d'azote sont proportionnels aux flux d'eau.

Les calculs au niveau de chaque réservoir entre les pas de temps t et $t+1$ s'effectuent en trois étapes, et sont schématisés sur la Figure 35.

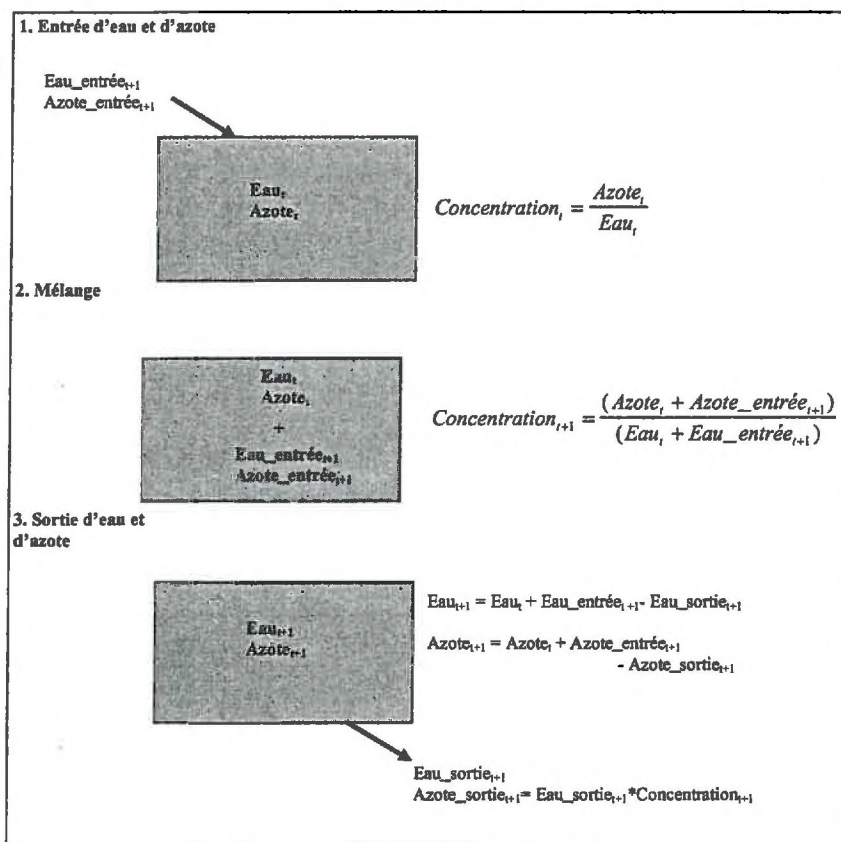


Figure 35. Mélanges d'azote dans un compartiment.

Les réservoirs pris en compte sont les mêmes que pour les transferts d'eau décrits pour les deux versions (paragraphes B.2.1 et B.2.2). Le sol, pour la première version, et l'ensemble de la porosité de rétention pour la deuxième version, sont découpés en couches, et les transferts y ont lieu comme dans un modèle de Burns (Burns, 1974), permettant de simuler un effet de diffusion.

Le ruissellement transporte l'azote du mélange des eaux qui le composent, qui peuvent être la pluie, le ruissellement et l'exfiltration provenant de l'amont. L'eau qui ruisselle est supposée ne jamais s'infiltrer dans le sol, ce qui permet d'éviter de lessiver le sol artificiellement.

Dans la deuxième version, des échanges entre la nappe (porosité de drainage) et la porosité de rétention ont lieu au sein même de la maille, sur la hauteur de substrat baignée par la nappe. La proportion d'azote de la porosité de rétention accessible à chaque pas de temps pour le mélange peut être choisie à chaque simulation, comme un paramètre du modèle.

E.2. Intégration des transformations d'azote

Les transformations d'azote, actuellement uniquement dans le sol, peuvent être intégrées soit grâce à un couplage avec un modèle existant, effectuant les calculs pour chaque maille, soit par ajout au modèle de transfert de différents modules de transformations.

E.2.1. Couplage avec le modèle agronomique indépendant STICS

Il existe de nombreux modèles de simulation des cultures permettant de prédire les transformations et les transferts verticaux de l'azote dans le sol. Nous avons choisi d'utiliser le modèle STICS (Simulateur multi-disciplinaire pour les Cultures Standard, Brisson *et al.*, 1998) car (i) il simule explicitement l'effet de stress hydriques et azotés sur la croissance et le développement des cultures, (ii) il est générique et évolutif, c'est à dire que sa structure lui permet de simuler des types de plantes très différents sous un même formalisme et (iii) il est déjà bien paramétré pour deux cultures importantes, le blé et le maïs en conditions tempérées.

Ce modèle a été développé à l'INRA avec une volonté de créer un modèle générique pour simuler les variables agronomiques (croissances des plantes, rendement, consommation d'intrants...), ainsi que les teneurs et les flux d'eau et d'azote dans le système sol-plante, en conditions agricoles variées. Il a été créé à partir de formalismes et de modèles existants et paramétrés, avec une construction modulaire. Il est toujours en développement, avec l'ajout de modules concernant divers processus (volatilisation de l'ammoniac, résistance à la sécheresse...) ou de nouvelles cultures (en 1998, STICS était paramétré pour le blé et le maïs et l'intégration de la prairie était en cours).

C'est un modèle dynamique, à pas de temps journalier, applicable sur une année. STICS comprend sept modules : développement, croissance de la plante, composantes du rendement, croissance des racines, bilan hydrique, environnement thermique de la culture et bilan azoté. Les entrées sont les variables climatiques (précipitations, ETP, rayonnement, températures...) et les sorties sont relatives à la production, à la fois en quantité et en qualité, et à l'environnement.

En résumé, développement, croissance de la plante, composantes du rendement et croissance des racines sont classiquement dépendants du bilan carboné (interception du rayonnement, puis transformations en biomasse répartie dans les feuilles, les racines et les organes de réserve). Un index thermique (degrés-jours) contrôle le développement de la culture, à savoir principalement le

développement des feuilles permettant de calculer le LAI et le remplissage des organes à récolter. Les stress hydrique et azoté sont pris en compte grâce à trois indices qui limitent la croissance de la culture.

Le sol est divisé en couches caractérisées par leur contenu en eau, azote minéral, azote organique. A chaque pas de temps on calcule les bilans en eau, azote, carbone dans le système sol-culture. Les processus modélisés sont :

- l'évaporation dépendante des variables climatiques (pluie, vent,...), de l'humidité et du type de sol ;
- les prélèvements par les plantes, selon la répartition des racines, de l'eau comprise entre la capacité au champ et l'eau résiduelle, et de l'azote présent dans le sol, pour assurer les besoins de la plante (si les apports sont inférieurs aux besoins, les prélèvements sont limités et on a un stress) ;
- le drainage et le lessivage, par une cascade de réservoirs comme dans un modèle de Burns à travers la colonne de sol divisée en couches de 1 cm d'épaisseur ;
- le bilan énergétique pour calculer les températures de la culture et du sol, à partir des données climatiques et l'albédo du sol ;
- la minéralisation et la réorganisation, par un formalisme semblable à SUNDIAL ou SOILN, à partir de trois « pools » de matière organique : humus, résidus de cultures, et biomasse microbienne.

On n'a pas actuellement de simulation :

- du ruissellement ;
- de la remontée capillaire ;
- d'un pool de matière organique lié aux apports d'effluents d'élevage, ayant une vitesse de dégradation différente de l'humus comme dans WAVE par exemple (Vanclouster *et al.*, 1994) ;
- de la volatilisation et de la dénitrification en fonction des caractéristiques du milieu (température, humidité...) : elles sont estimées simplement par une fraction des apports minéraux.

Dans sa version actuelle, on peut relever quelques limites à l'application de STICS en conditions bretonnes. Il ne permet pas, par exemple, la simulation des flux de NH_4 , la prise en compte de différents types d'effluents d'élevage, la simulation de la prairie... et il nécessite le renseignement d'un grand nombre de paramètres. Une grande partie des paramètres utilisés est cependant renseignée par les auteurs du modèle (Brisson *et al.*, 1998). Nous revenons sur ces critiques dans le paragraphe D du chapitre 4.

Pour adapter ce modèle à notre problématique, nous avons dû effectuer quelques modifications. Dans sa version initiale, STICS reçoit la pluie, calcule le drainage et le lessivage selon le modèle de Burns (1974), après évapotranspiration et transformation de l'azote. Dans la version couplée, STICS reçoit en plus les écoulements de subsurface de la maille amont. Cette eau se mélange avec celle présente dans les couches de sol successives à partir du bas du profil de sol. Le nombre de couches concernées est calculé en fonction du niveau de la nappe, en considérant une porosité de drainage constante sur tout le

profil de sol. Si ces couches sont à capacité au champ, seuls du nitrate et échangé, par homogénéisation des concentrations. Si elles présentent un déficit, elles sont remplies jusqu'à la capacité au champ. C'est ce mécanisme qui permet de prendre en compte les interactions spatiales entre parcelles.

Par ailleurs, lorsque l'horizon organique est saturé par la nappe, deux processus nouveaux sont pris en compte. D'une part, on impose une réduction de moitié de la minéralisation potentielle de la matière organique du sol (Van Der Linden *et al.*, 1987) et, d'autre part, on active un module de dénitrification de l'azote minéral du sol, correspondant au modèle NEMIS proposé par Hénault (1995), adapté aux sols saturés et au contexte local :

$$VED = VPD \times f_T \times f_N \quad (\text{Eq. 22})$$

Avec : VED = vitesse effective de dénitrification ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$),

VPD = vitesse potentielle de dénitrification ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$), à 20°C en anoxie et avec nitrate en excès. Fixée ici à $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ (Rismondo, 1993)

f_T : loi d'Arrhénius avec un Q_{10} de 2 entre 10 et 20°C et 10 entre 0 et 10°C

f_N : loi de Michaelis-Menten avec $K_m = 22 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$ de sol sec.

De plus, pour que TNT et STICS puissent réaliser les calculs à une même échelle de temps et d'espace, STICS a été "spatialisé" de façon qu'il puisse tourner simultanément sur plusieurs cultures et qu'il réalise les calculs maille par maille, ce qui a nécessité une indexation de certains paramètres et variables.

Quelques difficultés et erreurs liées au couplage de ces deux modèles peuvent être notées :

- les calculs, par chaque modèle séparément, nécessitent un décalage d'un pas de temps entre le calcul des écoulements par TNT et leur prise en compte par STICS ;
- le couplage de ces deux modèles codés séparément (l'un en langage C, l'autre en FORTRAN) entraîne une mise en œuvre relativement lourde et l'utilisation d'astuces mathématiques et informatiques pour gérer les échanges de données ;
- les phénomènes modélisés mettent en jeu des échelles spatiale et temporelle et des niveaux de complexité ou d'empirisme différents, qui peuvent entraîner un manque de cohérence.

Les résultats obtenus, présentés dans le chapitre 3, sont cependant satisfaisants, ce qui encourage à continuer dans cette voie mais en intégrant directement les modules de transformations dans le même programme informatique.

E.2.2. Intégration de modules de transformation

Des fonctions de transformation correspondant aux différentes transformations du cycle de l'azote présentées dans le chapitre 1 peuvent être intégrés de façon modulaire au code existant. Ces fonctions peuvent être dérivées de modèles existants. La modélisation de la dénitrification par exemple est inspirée du modèle NEMIS (Hénault, 1995). Des résultats concernant la dénitrification sont présentés dans le paragraphe C du chapitre 3. De même, les différentes transformations modélisées par STICS peuvent être intégrées, avec si besoin des adaptations au contexte breton (par exemple, étant données les fortes teneurs en matière organique, on peut remettre en cause le module de minéralisation de STICS, et en chercher un plus adapté).

F. Conclusion

Le modèle développé a été testé au niveau mathématique et informatique ; au niveau hydrologique, les résultats sont satisfaisants sur le bassin versant expérimental de Kervidy, et une analyse de sensibilité a permis de montrer la sensibilité du modèle à l'estimation de la conductivité hydraulique et au type de construction du réseau de drainage. Pour une plus grande facilité d'utilisation, le développement d'une interface utilisateur est en cours (Dlouhy, 2000).

Ce modèle permet une simulation des transferts et transformations d'azote de façon modulaire, soit par un couplage avec un modèle à l'échelle de la parcelle, soit par intégration de nouveaux modules.

Il a été développé en priorité pour une application en Bretagne, mais on peut étendre son domaine d'application aux petits bassins versants aux sols perméables, sur socle ou en zone sédimentaire (environ 1/3 de la France), sous climat tempéré humide.

Bien qu'il faille à notre avis approfondir la validation du modèle avec des expérimentations sur le terrain, sur différents bassins versants, nous pouvons dans un premier temps vérifier si ce modèle peut répondre aux questions posées (influence de la localisation des cultures, effet de la forme des bassins versants, et estimation des temps de transfert). C'est ce que nous allons voir dans le troisième chapitre.

CHAPITRE 3
ÉTUDE PAR TROIS APPLICATIONS
DES POTENTIALITÉS DE TNT

Ch 3. Étude par trois applications des potentialités de TNT

Questions posées

Nous allons dans cette partie donner des éléments de réponse, par le biais de la modélisation et de simulations, aux trois questions posées au début de ce mémoire, à savoir :

- Les pertes de nitrates sous les cultures peuvent-elles être minimisées par une organisation spatiale des pratiques agricoles à l'échelle des bassins versants ?
- Peut-on, et comment, évaluer l'inertie des hydrosystèmes, c'est à dire leur vitesse d'évolution suite à un changement important, tel qu'une forte réduction d'intrants par exemple ?
- Quelles sont les potentialités épuratrices des milieux naturels, notamment grâce aux zones humides, dont les capacités de rétention d'azote sont reconnues (Bidois, 1999) ?

Nous cherchons à répondre à ces trois questions par trois applications du modèle TNT, présentées chacune dans une partie de ce chapitre. La première et la troisième applications sont présentées sous forme d'articles en anglais, soumis à des revues internationales, chaque article étant précédé par un résumé étendu et suivi d'une courte discussion, en français, pour une meilleure compréhension. Les méthodes employées (modèle et terrains d'application) présentent de nombreux points communs, et ont été décrites dans le chapitre 2.

Choix méthodologiques

Modèles

Les deux versions du modèle décrites dans le chapitre 2 ont été utilisées pour ces applications : la première version pour l'étude de l'influence de la localisation spatiale des cultures ; la deuxième pour l'étude de l'influence de la géomorphologie sur la dénitrification et pour l'estimation des temps de transfert.

Les transferts de nitrates sont pris en compte par convection, et un effet de dispersion est simulé par le biais de la discrétisation, comme décrit dans le paragraphe E.1 du chapitre 2. Les transformations d'azote sont simulées seulement dans les deux premières applications, grâce au couplage avec le modèle STICS pour la première application, et par intégration d'un module de dénitrification pour la deuxième application.

Bassins versants

Deux types de bassins versants décrits dans le chapitre 2 ont été utilisés pour les applications :

- le bassin versant expérimental de Kervidy, petit bassin versant agricole sur substrat imperméable, utilisé principalement pour tester, calibrer et valider le modèle à la fois sur les débits à l'exutoire et sur des données internes au bassin,
- des bassins versants virtuels, construits mathématiquement de façon à représenter divers types de profils de pente, de réseaux hydrographiques, et de pratiques agricoles.

A. Effet de la répartition spatiale des cultures

Ce travail a été réalisé dans le cadre de l'AIP «Organisation spatiale et conduite des cultures» (ECOSPACE) de l'INRA. Les recherches effectuées dans le cadre de cette AIP ont porté sur l'étude des interactions entre l'organisation spatiale des couverts cultivés ou prairiaux, les caractéristiques pédoclimatiques du milieu et leur variabilité naturelle, et la conduite des cultures et les itinéraires techniques. Les objectifs de l'équipe de Rennes ont porté plus précisément sur l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote en bassins versants d'élevage. Cette question a été à l'origine du développement de TNT. Les résultats de l'équipe ont été présentés dans deux articles à paraître dans un ouvrage collectif suite à cette AIP (Ruiz *et al.*, 2000 et Beaujouan *et al.*, 2000a), et dans un article intégré dans cette partie. Le résumé étendu reprend les principaux résultats présentés dans ce dernier article. La discussion est reprise après l'article, dans le paragraphe A.3.

A.1. Résumé étendu

Cet article reprend dans une première partie la description de la première version du modèle donnée dans le paragraphe B.2.1 du chapitre 2 (avec un écoulement subsuperficiel entre la nappe et le sol). L'azote est intégré dans le modèle hydrologique sous forme de nitrate soluble. Les transformations d'azote sont modélisées grâce au couplage avec le modèle agronomique STICS (Brisson *et al.*, 1998), adapté au contexte.

L'objectif est de tester la capacité du modèle à prendre en compte la répartition spatiale des cultures, et d'étudier l'influence de cette répartition sur les flux d'azote simulés dans la rivière.

Les simulations sont effectuées sur les six bassins versants virtuels présentés dans le paragraphe A.1.2 du chapitre 2. Deux types de cultures sont simulés, à partir des caractéristiques agronomiques du maïs et du blé. Ces cultures sont soumises à des fertilisations différentes : l'une est sur-fertilisée, l'autre est sous-fertilisée (voir Table 1). Différents scénarios sont testés selon la répartition spatiale de ces deux types de cultures dans les bassins versants virtuels, notamment selon leur position par rapport à la rivière.

Les résultats suggèrent que le fait de placer des cultures sous-fertilisées entre les cultures sur-fertilisées et la rivière réduit significativement la concentration en nitrates de la rivière (Table 2). Entre deux cas extrêmes, les sorties d'azote à l'exutoire peuvent différer de plus de 30%, principalement grâce à une augmentation des exportations par la culture sous-fertilisée (de 116 à 204 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans le cas le plus favorable, Table 3), et en moindre proportion par la dénitrification (Figure 42). On peut mettre en relation cet effet de récupération par les cultures sous-fertilisées et la forme du bassin, par un indice de capacité du bassin à se saturer (Figure 41). Globalement, cet effet est le plus important pour les bassins présentant un réseau de drainage parallèle et une large vallée (réduction de

34%) et le moins important pour les bassins présentant un réseau de drainage convergent et une vallée étroite (réduction de 12%).

Une série de simulations supplémentaire a permis de tester l'influence du niveau de fertilisation de la culture précédemment sous-fertilisée, et montre que plus cette culture est fertilisée, moins elle est capable de récupérer l'azote lessivé sous la culture en amont (Table 4).

A.2. Article « Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments » (Beaujouan et al., 2001a)

Article soumis à la revue Ecological Modelling le 25 février 2000. Renvoyé après corrections le 28 septembre 2000. Accepté le 27 octobre 2000.

Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments.

Véronique Beaujouan^{(1)*}, Patrick Durand⁽²⁾, Laurent Ruiz⁽²⁾.

(1) Laboratoire de spatialisation Numérique, ENSAR, Rennes, 65 rue de St Briec, 35042 RENNES Cedex, France

(2) Unité Sol et Agronomie Rennes Quimper, INRA, Rennes, 65 rue de St Briec, 35042 RENNES Cedex, France

* Corresponding author. Tel.: (33) 2 23 48 54 38; Fax: (33) 2 23 48 54 30; e-mail: beaujouan@arthur.roazhon.inra.fr

Abstract

An integrated, hydrology and nitrogen dynamics model was developed to study the spatial interactions between soil and groundwater that can affect the nitrogen delivery to streamwater in rural catchments. The hydrological model TNT is based on TOPMODEL hypotheses but is it fully distributed according to a regular square grid. A subsurface flow component was distinguished to account for the supply of groundwater and nitrate to downslope soils. The crop growth and nitrogen biotransformations were simulated using an existing generic crop model, STICS. Both models are process-based, but kept as simple as possible. The integrated model was applied to theoretical catchments to analyse the combined effects of geomorphology and crop distribution on the whole catchment nitrogen budget. The catchments differed both in the slope profile and in the pattern of water pathways. The results suggest that placing crops acting as nitrogen sinks downslope potentially polluting crops could reduce significantly the streamwater contamination by nitrate. This effect is the highest for catchments with parallel water pathways and a wide concave bottomland. Nitrogen uptake by sink crops was quantitatively more important than denitrification to reduce nitrogen output. It is concluded that this model, although still in development, may prove an interesting working tool to investigate the effect of the landscape structure on nutrient budgets in ecosystems.

Keywords

Distributed hydrological model ; Crop model ; Water pollution ; Geomorphology ; DEM ; Buffer zone.

A.2.1. Introduction

In intensive farmland regions, streamwater pollution by nitrate is due to excess organic and mineral nitrogen fertilization. Even with careful farming practices, it is probably incompatible to maintain an optimal and regular crop yield and to keep nitrogen losses under about $30 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ (Mariotti, 1997). This is especially true when the proportion of organic fertilization is high, or in oceanic regions where mild winters and highly organic soils promote high mineralization rates which vary according to climate conditions. Since this level of nitrogen loss is still sufficient to affect streamwater quality, other remediation measures, such as landscape management, must be considered.

Landscape management measures to control nitrogen contamination of surface waters include buffer zones preservation or restoration (Haycock *et al.*, 1996; Martin and Reddy, 1997; Mérot *et al.*, 1998), these "buffer zones" being riparian wetlands, vegetated strips or hedgerows. Common sense and a few studies (e.g., Decroux *et al.*, 1991) suggest that the location of the pollution "source parcels" in the landscape, especially the distance to the watercourse, may affect the amount of pollutant reaching the stream. This is empirically integrated in the export coefficient approach (Johnes, 1996) and similar approaches (Skop and Sorensen, 1998). The processes involved depend on the water pathways prevailing in the catchments. In temperate areas with impervious bedrock, the groundwater table is often located within the soil or at the surface in the lower part of the hillslopes: subsurface saturated flow makes it possible for upslope contaminated water to "irrigate" downslope soils. This allows nitrogen uptake by crops or riparian vegetation and denitrification in waterlogged areas. To what extent could such processes affect nitrogen losses from rural catchments? The experimental evidence at the catchment scale is very hard to obtain. It would require either truly "comparable" catchments with different landscape patterns or catchments where the land use pattern could be drastically changed. A simpler approach is to use simulation models to compare different scenarios.

Many nitrogen simulation models have been developed in the past three decades, and some reviews and comparisons can be found in the literature (Addiscott and Wagenet, 1985; Vachaud *et al.*, 1988; Kauark-Leite; 1990; Ball and Trudgill, 1995, Dieckkrüger *et al.*, 1995; Van Grinsven *et al.*, 1995; Addiscott and Mirza, 1998). A lot of models (SOILN, WAVE, LEACHN, CREAMS, SLIM...) compute the nitrogen fluxes and transformations at the plot scale, assuming one dimensional, vertical transfer. These models have sometimes been used at the catchment scale, simply by aggregating the plot scale results (ANSWERS, AGNPS...). Such models are of little use here, since the key process to simulate is the spatial interaction between the different zones of the catchment. In order to take some spatial processes into account, Krysanova *et al.* (1998) have coupled plot scale models with hydrologic reservoirs, but the routing from upslope to downslope is averaged and not simulated explicitly. The global conceptual models, representing the catchment -or the subcatchments- as a homogenous entity, are not more adequate for this. In such models, the spatial interactions are accounted for implicitly, in the fitting of the model results to the whole catchment response, but the identification and the

quantification of these interactions are difficult: this should require extensive data either from different catchments or from manipulated catchments. The adequate models to study these spatial interactions must be process-based and spatially distributed. More precisely, they must simulate fairly accurately subsurface lateral flow, nitrogen transformations in soil and plant nitrogen uptake. Complex, mechanistic models such as SHE (Abbott *et al.*, 1986) could be used as the hydrological modelling basis for such models, coupled with crop growth and nitrogen transformation models. For example, the WAVE and DAISY models have been used together with SHE to simulate nitrogen dynamics in catchments (Christiaens and Feyen, 1997). A simpler approach was once reported, coupling the SLIM model with a distributed hydrological model (Cooper *et al.*, 1994). None of these models were found readily operational and, following Addiscott and Wagenet (1985) and Beven (1996), the mechanistic approach was discarded because at the catchment scale, its great complexity does not warrant better performance or sounder theoretical basis.

The choice was made to build up a new model that would match better the requirements of the study objectives. Since the objective was not to develop new modelling concepts but to have quickly an operational tool, we decided to adapt and to put together existing modelling approaches, preferably reasonably simple ones. This paper describes the structure of this model and presents preliminary results, obtained from an application of the model to "virtual" catchments, aimed at giving a first order of magnitude of the effect of spatial interactions on nitrogen losses.

A.2.2. Material and Methods

A.2.2.1 Models

The simulation model is constituted of two models running separately but synchronised following the producer - consumer technique (Ben-Hari, 1982) and exchanging data at each time step. The first model is a distributed hydrological model called TNT (Topography-based Nitrogen Transfer), and the second is a crop model, STICS (Brisson *et al.*, 1998).

A.2.2.1.1 From TOPMODEL to TNT and coupling principles

Since its creation by Beven and Kirkby (1979), TOPMODEL has been widely developed and used (Beven, 1997). It simulates flows in small catchments on impermeable bedrock, in which subsurface flow and overland flow on variable contributing area predominate. It is assumed that the downslope flux can be described as a steady state, saturated Darcian flux driven by a uniform recharge rate to the water table. The effective hydraulic gradient is taken as constant and equal to the local surface slope and the hydraulic transmissivity depends on soil saturation deficit. TOPMODEL calculates water fluxes at the outlet and the mean saturation deficit of the whole catchment at each time step, and distributes the saturation deficit at each point of the watershed, depending on a topographic index.

To represent the different flow pathways and the heterogeneous nitrogen inputs within the catchment, it was necessary to abandon the hypothesis of uniform recharge and to replace the calculations based on topographic index classes by an explicit cell to cell routing. Following the work from Crave and Gascuel-Oudoux (1997) the hydraulic gradient was better estimated by the "downslope gradient", i.e., the gradient between the elevation of the cell considered and the first stream cell reached when following the flow pathway. Conductivity was supposed to decrease exponentially with depth like in the initial TOPMODEL version, but an other profile could be adopted following catchment properties as suggested by Ambroise *et al.* (1996).

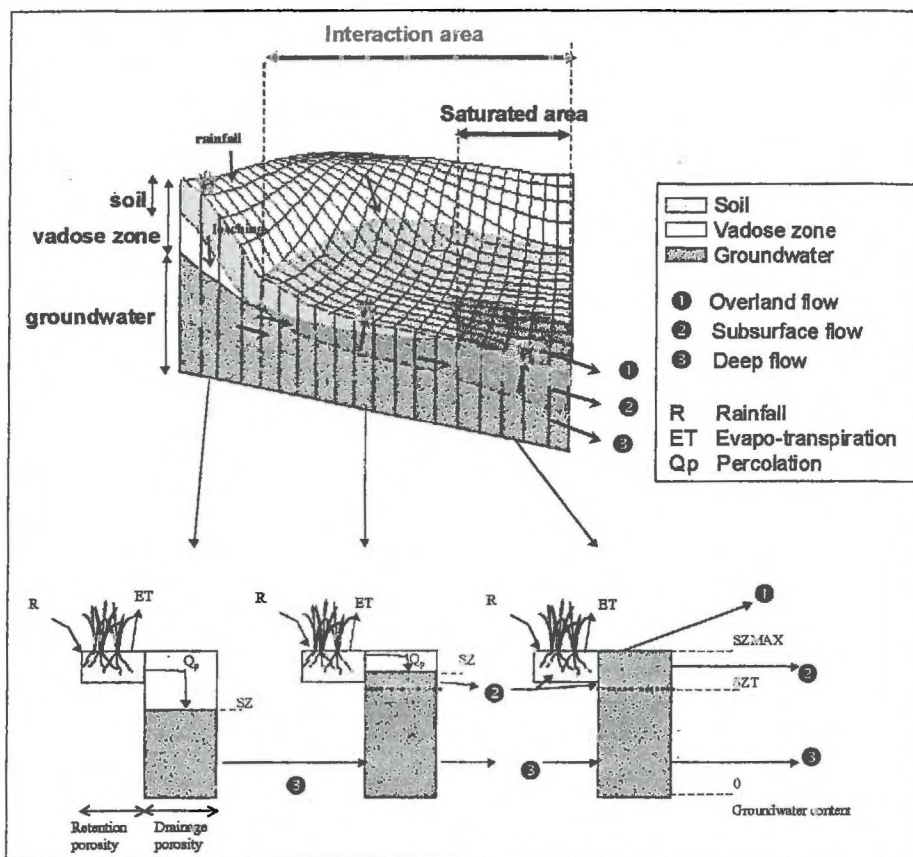


Figure 36. diagram of the catchment representation in the integrated model.

The watershed is modelled as a set of columns as shown on Figure 36, each column corresponding to a cell of a grid Digital Elevation Model (DEM). The flow direction is determined following the greatest elevation gradient between a cell and its eight neighbours. River cells are determined by a drainage area threshold: for the cells over this threshold the outflow is routed directly to the outlet. TNT is based on a water balance at each time step for each column of the watershed. The column is divided into two stores:

- the soil store, that can be seen as the retention porosity of the root zone, where water can be taken up by plants or evaporated;

- the drainage store, that can be seen as the drainage porosity of the soil and of the subsoil, with a fixed capacity $SZMAX$. The amount of water in this store (SZ) determines two zones: the saturated zone where the groundwater flows laterally, and the unsaturated zone (or vadose zone) where water percolates vertically. When the drainage store is full ($SZ = SZMAX$), the vadose zone disappears and overland flow is generated.

Retention porosity under the soil is not taken into account.

In this coupled version of the model, the soil store is controlled by STICS, which simulates crop uptake, evapotranspiration, vertical water fluxes, and nitrogen transfers and transformations after rain and fertilization. Drainage water and nitrogen leaching under the soil calculated by STICS at each time step are summed with the surface fluxes calculated from the upslope cells to enter in TNT's drainage store. If the water input is higher than the capacity of the unsaturated zone, excess water forms overland flow at the surface. The percolation of water from the vadose zone to the saturated zone is controlled by the amount of water in the vadose zone (SUZ) and a maximum percolation rate given by Darcy's law at the interface between the two zones with a hydraulic gradient equal to 1:

$$Qp(t) = \text{minimum}(K_0 \cdot \exp((SZ(t-1)-SZMAX)/M) ; SUZ(t)) \quad (1)$$

where K_0 is the vertical hydraulic conductivity at the soil surface at saturation ($\text{m}\cdot\text{day}^{-1}$); M the exponential decay rate of the hydraulic conductivity with depth (m); $SZ(t-1)$ the saturated water content at time ($t-1$) ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$); $SZMAX$ the maximum water content in the saturated zone ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$); $SUZ(t)$ the water content in the unsaturated zone and $Qp(t)$ the percolation ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$).

Percolation and deep groundwater flow from the upslope cells $Qb_u(t)$ increase the saturated zone content $SZ(t-1)$. Lateral flow to the downslope cell is calculated using Darcy's law, and is separated into two different flows, $Qb(t)$ and $Qes(t)$, depending if the groundwater level is above a threshold (SZT) (Robson *et al.*, 1992):

If $SZ(t) < SZT$:

$$Qb(t) = T_0 \cdot \tan \beta \cdot (\exp((SZ(t)-SZMAX)/M) - \exp(-SZMAX/M)) \quad (2)$$

$$Qes(t) = 0 \quad (3)$$

If $SZ(t) > SZT$:

$$Qb(t) = T_0 \cdot \tan \beta \cdot (\exp((SZT(t)-SZMAX)/M) - \exp(-SZMAX/M)) \quad (4)$$

$$Qes(t) = T_0 \cdot \tan \beta \cdot \exp((SZ(t)-SZMAX)/M) - Qb \quad (5)$$

where SZT is the threshold above which subsurface flow is generated ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$); $Qb(t)$ the deep groundwater flow ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$); $Qes(t)$ the subsurface flow ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$); $\tan\beta$ the downslope gradient (-); and T_0 the lateral transmissivity at saturation ($\text{m}^2\cdot\text{day}^{-1}$).

The deep groundwater flow is routed to the downslope cell saturated zone whereas the subsurface flow is routed to the surface. This water enters the soil zone controlled by STICS, and nitrates are exchanged between soil water and subsurface water. This process permits exchanges of nitrate and

water between soil and groundwater, and the regions where this subsurface flow occurs are thus called the "interaction area" in the following text.

Nitrate is considered as a perfect solute in the hydrological model, and the mixing in each reservoir is instantaneous and complete.

The model parameters are the following: the effective vertical hydraulic conductivity at the soil surface (K_0 , in $\text{m}\cdot\text{day}^{-1}$), the total lateral transmissivity of the column (T_0 , in $\text{m}^2\cdot\text{day}^{-1}$), the exponential decay factor of the hydraulic conductivity with depth, supposed to be the same vertically and laterally (M in meters), the maximum amount of water of the mobile groundwater ($SZMAX$ in meters), and the threshold above which subsurface flow occurs (SZT in meters). These parameters can be different for each cell.

A.2.2.1.2 *The crop model*

Many crop models simulating nitrogen vertical fluxes and transformations in soils have been developed so far (see e.g. Ball and Trudgill, 1995). STICS (Brisson *et al.*, 1998) has been chosen because (i) it simulates explicitly the effect of water and nitrogen stresses on crop development and growth, (ii) it is generic, i.e. its structure allows to simulate different crops with the same set of equations, (iii) it is relatively simple and the water transfer component is compatible with TOPMODEL, and (iv) it has been well parameterised and tested for winter wheat and maize under temperate climate.

The main processes simulated are the growth, the development of the crop and the water and nitrogen balance of the soil-crop system, organised in seven modules: development, shoot growth, yield components, root growth, water balance, thermal environment and nitrogen balance. STICS water input is rainfall at the soil surface and the model simulates evapotranspiration, water and nitrogen uptake by the plants, nitrogen transformations in the soil, and thereafter percolation and nitrogen leaching through the soil considered as a succession of horizontal layers as in Burns' model (Burns, 1974).

This model has been slightly adapted to take interactions between cells into account in addition to the existing transfers. Water of the subsurface flow coming from upslope cells, calculated by TNT, is mixed to the existing soil water in each layer that is not saturated, beginning from the bottom soil layer. If the layer is at field capacity, only nitrates are exchanged by homogenising the concentrations between the subsurface flow water and the soil water. If the water content of the layer is under field capacity, it is filled up to the field capacity, and the remaining water moves to the next layer upwards. When the organic layer is saturated by the groundwater, the mineralization rate of the soil organic matter is halved (Van der Linen *et al.*, 1987), and denitrification is activated. The denitrification rate is calculated using the NEMIS model (Henault, 1995) adapted to the saturated soils and the local context:

$$VED = VPD \cdot f_T \cdot f_N \quad (6)$$

where *VED* is the actual denitrification rate ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$); *VPD* the potential denitrification rate ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$), at 20°C under anoxic conditions and with excess of nitrate (here taken as $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ according to Durand *et al.*, 1998); f_T a temperature function following an Arrhenius law ; and f_N a function of nitrate concentration following a Michaelis-Menten law.

The code of the model has been modified to allow multiple soil column and multiple crop simulation, and the model is run for each cell at each time step.

A.2.2.2 Simulation protocols

Simulations are conducted on square virtual catchments of 400 square cells 40 meters wide, i.e. a total area of 0.64 km² (Figure 37). The elevation range is 26 m. Two slope profiles were chosen: one features a wide valley bottom, called 'concave', the other features a narrow valley bottom and an extended plateau, called 'convex'. These slope profiles were used to generate a catchment, either by rotation around the lowest point to form a headwater catchment, called "convergent", or by translation to obtain a regular hillslope, called "parallel". An "intermediate" type was constructed by introducing higher spots in the middle of the parallel catchment. This constitutes six geomorphological types of catchments, called in the following text: Cc, Cv, Pc, Pv, Xc, Xv with C standing for convergent, P for parallel, X for intermediate, c for concave, v for convex. These catchments can be seen as stereotypes of the relief elements of a temperate area on crystalline bedrock.

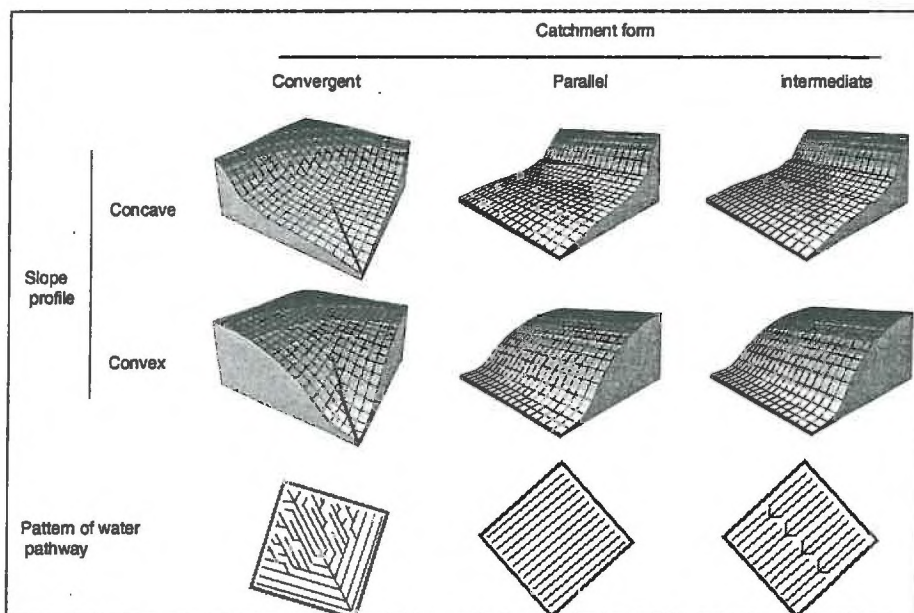


Figure 37. aspect of the six types of virtual catchments.

The soil of the catchments was considered as being homogeneous and having the mean properties of the soil of the experimental catchment of Naizin (Britanny, France): depth of 80 cm, field capacity of 180 mm, a plough layer 20 cm thick, 17 % clay and 2.4 % organic matter (Walter and Curmi, 1998).

The catchments were divided into 16 square parcels of 25 cells (i.e. 0.04 km²) each. In half the parcels, agricultural practices resulting in a strong excess of nitrogen ("source" parcels) have been simulated. In the other parcels, the simulated applied nitrogen was lower than the crop requirements ("sink" parcels). The simulation exercise consisted in comparing the nitrogen fluxes in the six constructed catchments with the source parcels either upslope or downslope. In the parallel case, a 'chequered' distribution of the source and sink parcel has also been tested.

The parameters used for the source and sink crops are those established by the authors of the STICS model for maize and wheat, respectively. Overfertilized maize is actually considered as an important source of nitrate because of a short cycle and a poor nitrate absorption capacity. On the other hand, under-fertilized winter wheat can be considered as a potential sink of nitrate because of a relatively high uptake capacity and a long cycle. The agricultural practices have been adapted to these crops (Table 1). Both grain and straw are harvested for the two crops (as silage for maize) and the roots only are left in the field.

"sink" crop (wheat)	
october 24	sowing
february 15	20 kgN.ha ⁻¹ (mineral fertilizer)
march 31	60 kgN.ha ⁻¹ (mineral fertilizer)
july 24	harvest
"source" crop (maize)	
march 1	170 kgN.ha ⁻¹ (slurry)
april 15	170 kgN.ha ⁻¹ (slurry)
may 7	sowing
may 7	80 kgN.ha ⁻¹ (mineral fertilizer)
september 30	harvest

Table 1. Cultural practices

Mean nitrogen fertilization on the whole catchment is of 250 kgN.ha⁻¹.year⁻¹, 80 kg as mineral N and 170 kg as cattle slurry. The figure of 170 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ is the E.U. standard for maximum organic N load to crops. Mineral fertilizer is applied on the whole catchment while manure is applied on the source parcels only. It is supposed that 30% of the nitrogen of the slurry is volatilized during spreading; the remaining part (i.e. 158 kgN.ha⁻¹.year⁻¹) is considered as being spread on the source parcels at two dates, and treated by the model as mineral N.

Another series of simulations has been conducted to test the effect of nitrogen deficit of the sink parcels. Different amount of mineral fertilizer (0, 40, 80, 120, 160, 200, 320 and 440 kgN.ha⁻¹.year⁻¹) are applied on the sink parcels, one quarter on the 15th of February and the other part on the 31st of

March. Source parcels fertilization is kept at $250 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$. It is important to note that in these simulations, the total nitrogen input to the catchments varies between the simulations.

Climate data were obtained from measurements on the Kervidy catchment (Brittany, France) during 1994, 1995 and 1996. These three years show contrasted features, both in amount and in distribution of the rainfall, which represent quite well the climate variations of Brittany. Three successive cycles of these three years were simulated, the first two being used for initialising the system. A steady state is established between the second and the third cycle.

The results presented here are the means of the third cycle of three years. Parameters used for the hydrological model were obtained by a step by step calibration in the Kervidy catchment for these three years.

A.2.3. Results and discussion

A.2.3.1 General observations

The first set of results presented was obtained with the 6 geomorphologic types, crossed with the two types of spatial distribution of the crops (source parcels upslope or downslope) and only one level of mineral fertilization, i. e. 12 simulations.

The mean annual specific discharge varied only between 416 and 429 mm for a mean annual rainfall of 850 mm for the three years studied. An example of specific discharge simulated on the parallel concave catchment is shown in Figure 38. Comparison with the specific discharge of the Kervidy catchment showed that the model simulates the discharge dynamics of a catchment in Brittany fairly well. The mean actual evapotranspiration was 430 mm, 187 mm of which being evaporated and 243 mm transpired.

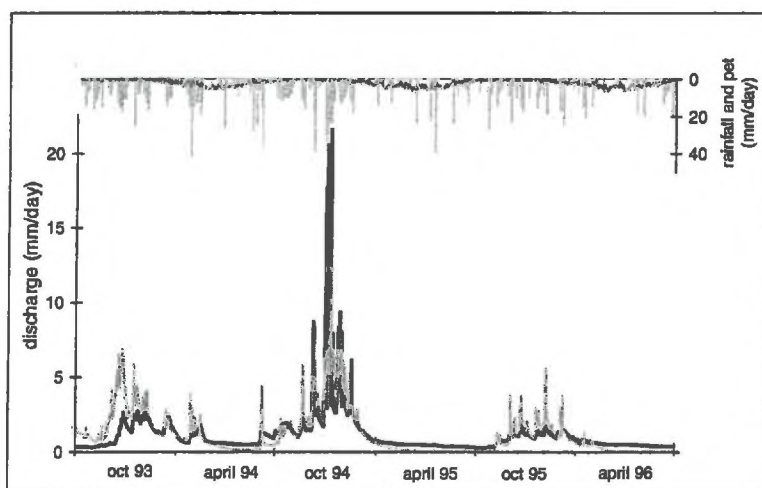


Figure 38. simulated specific discharge at the outlet of the "parallel concave" catchment (black line) compared to the specific discharge observed at the outlet of the catchment of Kervidy (Brittany, France) (grey line). On the secondary Y-axis are plotted the daily rainfall (grey bars) and evapotranspiration (black line).

The mean nitrogen export by crops was of $148 \pm 18 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$. The mean export by the "source" crop was fairly steady (149 ± 5) while that of the "sink" crop which was more variable (147 ± 35).

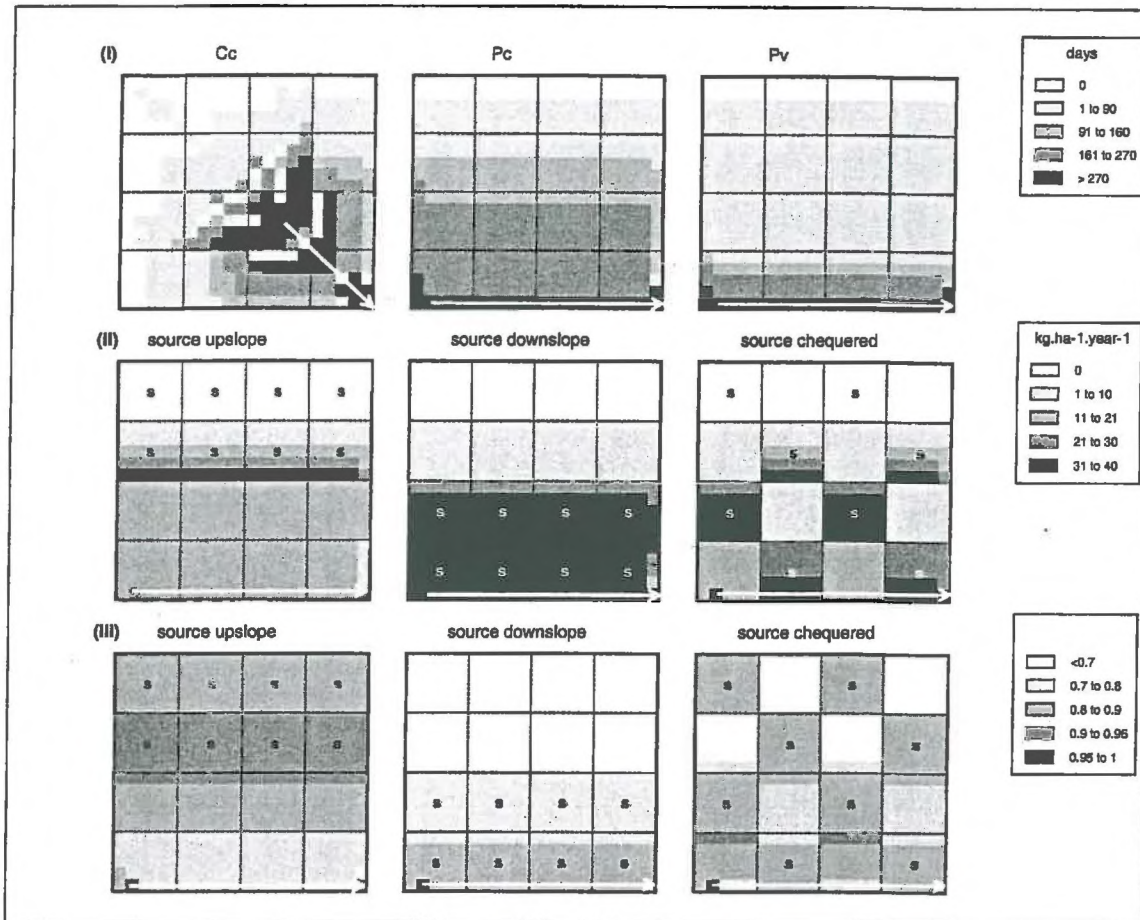


Figure 39. Maps of the mean values of different variables for the last three simulation years:

(i) Mean duration of the interaction periods (expressed in days per year) on 3 catchment types: Cc: convergent concave; Pc: Parallel concave; Pv: Parallel convex.

(ii) Mean denitrification ($\text{kg N. ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$) on the Parallel concave catchment depending on the location of the crops.

(iii) Mean nitrogen stress index (INN) during the reproductive phase of the crop on the Parallel concave catchment depending on the location of the crops.

"s" letter indicates the position of source crop parcels.

Outlet of each catchment is on the bottom right.

The spatial patterns obtained are presented in Figure 39. The maps show discontinuities that are linked to artefacts in the DEM construction or analysis. In particular, mono-directional drainage network derivation causes non-realistic patterns of saturation in the convergent catchments (for a full discussion on mono-directional and multi-directional drainage network derivation methods, see Wolock and McCabe, 1995 and Beaujouan *et al.*, 2000). The treatment of the river cells and the computation of downslope gradient calculation also lead to minor irregularities in the parallel catchments. However, these artefacts do not affect significantly the results.

The maps of the mean duration of the interaction period (Figure 39(i)) show that the size of the interaction area varied with catchment morphology. An interaction index was constructed for each catchment to represent the spatial and temporal extent of the interaction area: this index is equal to the mean daily proportion of the catchment area where subsurface flow occurs. Figure 40 shows two major trends: convex catchments have a smaller index than concave ones; convergent catchments have a smaller index than the catchments with a parallel structure, namely the parallel and intermediate ones.

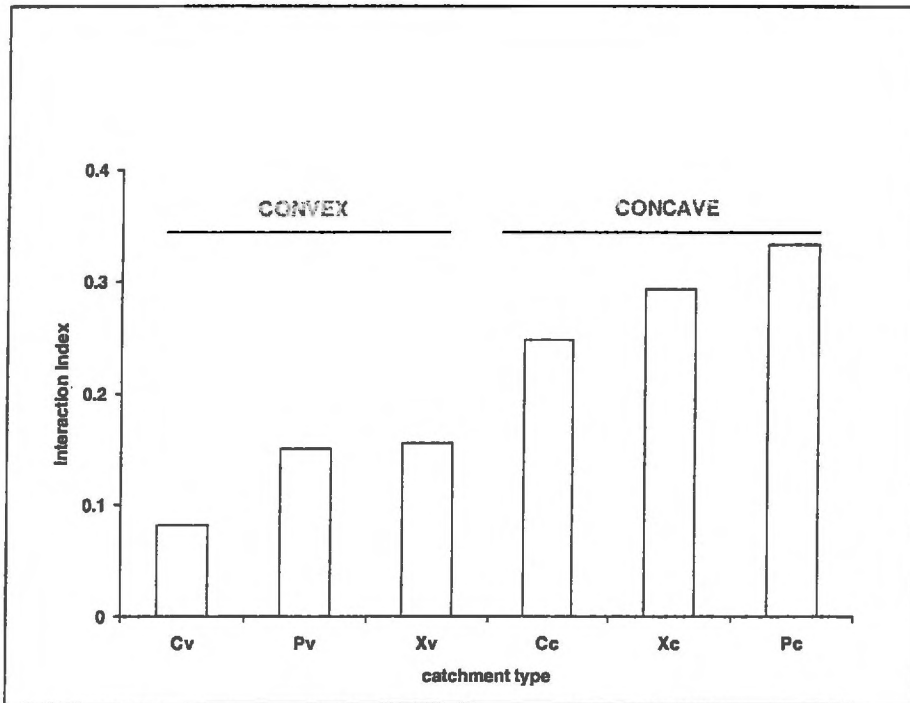


Figure 40. interaction indexes calculated for the different catchment types. The interaction index is defined as the mean daily proportion of the catchment area where subsurface flow occurred

A.2.3.2 Effect of spatial arrangement of crops on stream pollution.

The mean nitrate concentration in the river over the three years of simulations for each catchment and for the different crop distributions is given in the Table 2. This concentration was almost the same for the six catchments when the source crops were located downslope. It was lower and more variable when the source parcels were located upslope. The difference in concentration due to the change in crop location represented 12 to 34 % of the maximum concentration: spatial distribution of the crops may well significantly affect water quality by mean of exchanges between soil and groundwater.

	Cc	Cv	Pc	Pv	Xc	Xv
source crops downslope	161	171	157	167	163	166
source crops upslope	127	151	103	139	113	136
difference (% of max. concentration)	21%	12%	34%	17%	31%	18%

Table 2. Mean streamwater nitrate concentration ($\text{mg NO}_3\text{.l}^{-1}$) for each catchment type, depending on crop location.

This effect varied with catchment morphology. Figure 41 shows that, in the cases studied, the effect of crop location is strongly linked to the interaction index. This interaction index accurately synthesizes the environmental characteristics favouring the effect of a change in the crop spatial distribution.

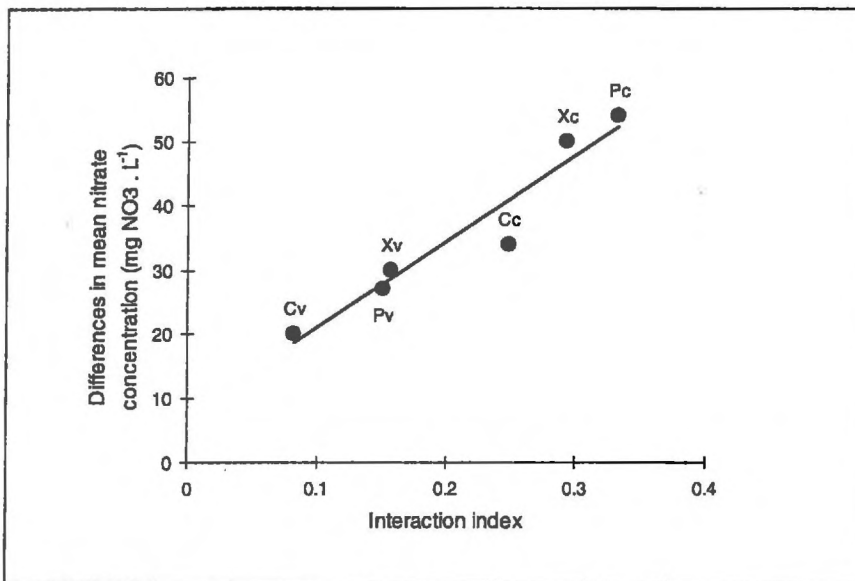


Figure 41. Difference in mean nitrate concentration at the outlet of each catchment induced by the change in crop location (concentration when source parcels are located downslope minus concentration when parcels are located upslope), as a function of the interaction index

A.2.3.3 Origin of this effect.

The general trend observed while changing the distribution of crops were the same for all the catchments. The following analysis focuses on the catchment for which the most important effect was obtained, i.e. the parallel concave catchment. Three different simulations were made by changing the location of the source parcels: upslope, downslope or chequered.

The gross input of nitrogen (i.e. by rainfall, mineralization and fertilization) was roughly the same for the three simulations, namely $294 \text{ kgN.ha}^{-1}\text{.year}^{-1}$. The amount of nitrogen stored in the soil and groundwater was also almost the same for all three simulations after the three years. Therefore, the variations in nitrogen discharge in the river were due to denitrification and exports by the crops only.

The mean simulated denitrification on the whole catchment was 9, 12.5, and 17 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ when sources were upslope, chequered or downslope, respectively. The maximum denitrification rate simulated for a cell was 51 kgN.ha⁻¹.year⁻¹. These values are low in comparison to the potential denitrification rate chosen (30 kgN.ha⁻¹.day⁻¹ i.e. 10950 kgN.ha⁻¹.year⁻¹, Durand *et al.*, 1998). The spatial distribution of denitrification is shown in Figure 39(ii). Denitrification is obviously located in the potentially saturated areas, but it is sometimes low even for the cells with lasting saturation. This result suggests that denitrification was essentially limited by nitrate availability, which has also been observed in the field (Durand *et al.*, 1998). Moreover, high denitrification rates are located in the source parcels. In these simulations, denitrification was more efficient if nitrogen was applied right into the most humid areas: nitrate exchanges between groundwater and soil water were of secondary importance for denitrification.

	location of source crops		
	downslope	chequered	upslope
sink crops	116	167	204
source crops	138	144	155
mean exports	127	155	180

Table 3. Amount of nitrogen exported by crops (kgN.ha⁻¹.year⁻¹) for the parallel concave (Pc) catchment as a function of crop location.

Mean nitrogen export by the crops was 127, 155, and 180 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ when source parcels were upslope, chequered or downslope respectively. This variation was essentially due to export by sink crops, as shown in Table 3. Export by sink crops depended to a great extent on their location with respect to source crops: the highest export took place in sink parcels downslope from the source parcels. The increase in export was larger when the sink parcels were located immediately downhill the source parcel, but it still existed even far away from the source parcels. The maps of nitrogen stress indexes during the reproductive stage of the crop (Figure 39(iii)) show that the improvement in nitrogen nutrition of the sink crops is significant even for the cells remote from the source parcels. As opposed to the case of denitrification, nitrogen exchanges between groundwater and soils may play an important part in the nitrogen nutrition of crops.

Figure 42 presents the relative amount of the different nitrogen sinks for each spatial distribution of crops. Denitrification accounted for only 5% of the total output. In this study, denitrification did not play a significant role in streamwater river pollution. Variations in nitrogen export by the sink crops explained most of variations in nitrate concentrations.

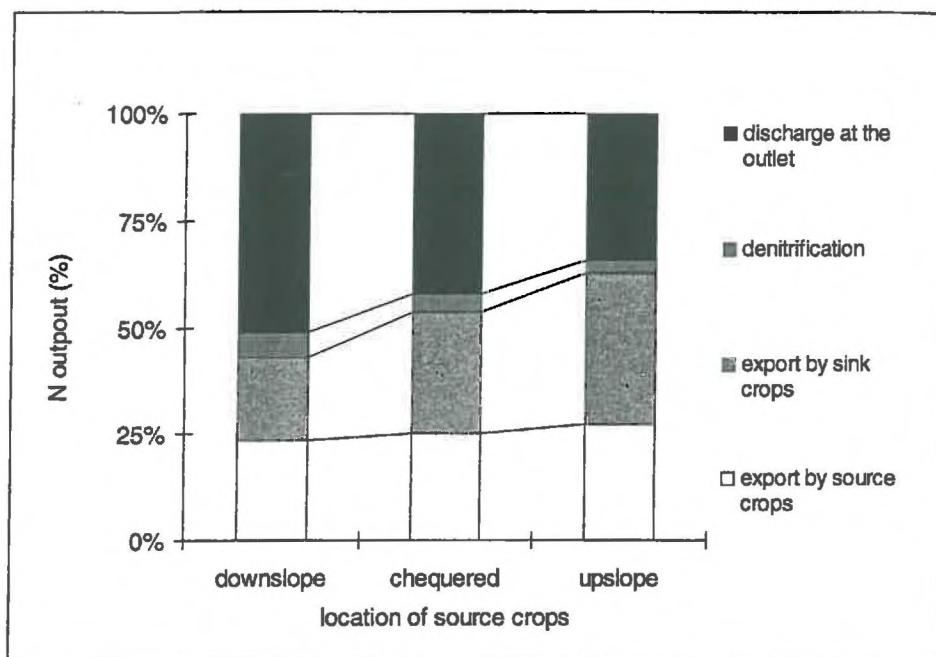


Figure 42. ratio of the different nitrogen outputs from the catchment as a function of the location of the source crops

A.2.3.4 Effect of the sink crop fertilization.

The effect of the sink crop fertilization rate was tested by additional simulation runs. The analysis was done on a third set of results obtained on the parallel concave catchment, with two spatial distribution types (sink crops upslope or downslope), and eight nitrogen fertilization rates, i.e. 16 runs.

	sink crop fertilization (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)							
	0	40	80	120	160	200	320	440
difference in nitrate concentration of the river (%)	74	63	53	42	34	27	11	3
difference in amount of N exported by crops (kgN.ha ⁻¹ .year ⁻¹).	66	59	53	47	41	35	20	9

Table 4. Effect of the fertilization rate of the sink crops on the differences induced by the crop location in (i) nitrate concentration of the river (in percent of the concentration with sink crops downslope) and (ii) amount of nitrogen exported by crops (amount with source crops downslope minus amount with source crops upslope, in kgN.ha⁻¹.year⁻¹).

Results given in Table 4 indicate that the effect of spatial distribution of crops decreased when the fertilization rate of the sink crop increased. However, this effect still existed even when the fertilization rate was much higher than the rates actually used by farmers. This means that the model allows very high "luxury consumption" by the wheat. However, the model does not account for the

negative effects of excess nitrogen and waterlogging on crop development. For the highest fertilization rates, the model equations may not be applicable anymore. Still, these results suggest that downslope parcels, even when well fertilized, can still uptake a significant part of the nitrate transported by the groundwater.

A.2.4. Conclusion

The combined hydrology and crop nitrogen model presented here was a prototype aimed at assessing the interest of this modelling approach and giving a first order of magnitude of the crop location effect on nitrogen losses in rural catchments. By keeping the hydrological approach very simple, and capacity-based, it has been possible to build up a robust model, using few parameters, able to simulate the main hydrological processes observed in the real world catchments of north-western France. The co-operation between the two programs was operational, although not optimal both from the computing and conceptual viewpoints: it was relatively slow and did not allow to simulate a fully lateral subsurface flow (the simulated flow was first vertical in STICS and then lateral in TNT). STICS is currently being simplified and rewritten to fit in the modular code architecture of TNT. The preliminary results give an incentive to develop both modelling and experimental investigations on the effects of the spatial distribution of crops on the nitrogen losses of rural catchments. The model still needs thorough testing and validation before it can be used to predict the response of real world catchments.

A.2.5. Acknowledgements

This work was supported, in part, by the INRA "Ecospace" program. First author was receiving a PhD grant from the french Brittany region. The authors acknowledge Pierre Arousseau, Hervé Squidant, Salim Combo, Tiphaine Cancouet and Gerald Diquelou for their help concerning the computer modelling.

A.2.6. References

- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen, J., 1986. An introduction to the European hydrological system - Système Hydrologique Européen, "SHE", 1: history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, 87: 45-59.
- Addiscott, T.M. and Wagenet, R.J., 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.*, 36: 411-424.
- Addiscott, T.M. and Mirza, N.A., 1998. Modelling contaminant transport at the catchment or regional scale. *Agric. Ecosystems Environ.*, 67: 211-221.
- Ambroise B., Beven K. and Freer J., 1996. Towards a generalisation of the TOPMODEL concepts: topographic indices of hydrological similarity. *Water Resour. Res.*, 32(7): 2135-2145.
- Ball, J. and Trudgill, S.T., 1995. Overview of solute modelling. In: S.T. Trudgill (Editor), *Solute modelling in catchment systems*, John Wiley, Chichester, pp. 3-56.
- Beaujouan, V., Arousseau, P., Durand, P., Ruiz, L. and Squidant, H., 2000. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. *Revue internationale de Géomatique* (in press).

- Ben-Ari, M., 1982. Principles of concurrent programming. Prentice Hall, 172 pp.
- Beven, K.J., 1996. A discussion of distributed modelling. In: J.-C. Refsgaard and M.B. Abbott (Editors), *Distributed Hydrological Modelling*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 255-278.
- Beven, K.J. (Editor), 1997. *Distributed modelling in hydrology: Applications of the TOPMODEL Concept*. Advances in hydrological processes, John Wiley, Chichester, 350 pp.
- Beven, K.J. and Kirkby, M.J., 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.*, 24(1): 43-69.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.-M. and Delécolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18: 311-346.
- Burns, I.G., 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *J. Soil Sci.*, 25: 165-178.
- Christiaens, K. and Feyen, J., 1997. The integrated WAVE-MIKE SHE model as an instrument for nitrogen load modelling on a catchment scale, 2nd DHI Software User Conference, Helsingor, Denmark.
- Cooper, D.M., Ragab, R., Lewis, D.R. and Whitehead, P.G., 1994. *Modelling nitrate leaching to surface waters*, Institute of Hydrology Final Report to MAFF, Wallingford, UK.
- Crave, A. and Gascuel-Oudou, C., 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrol. Process.*, 11(2): 43-69.
- Decroux, J., Ignazi, J.-C. and Puginier, M., 1991. *Pour que vive l'eau*, 25 pp.
- Diekkrüger B., Söndgerath D., Kersebaum K. C. and McVoy C. W., 1995. Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecol. Modelling*, 81: 3-29.
- Durand, P., Hénault, C., Bidois, J. and Trolard, F., 1998. La dénitrification en zone humide. In: C. Cheverry (Editor), *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Science Update, pp. 157-168.
- Haycock, N.E., Burt, T., Goulding, K.W.T. and Pinay, G., 1996. *Buffer Zones: Their Processes and Potential in water protection*, Quest Environmental, Environment Agency, 326 pp.
- Hénault, C., 1995. *Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel*. PhD Thesis, ENSA, Montpellier, 132 pp.
- Johnes, P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *J. Hydrol.*, 183: 323-349.
- Kauark-Leite, L.A., 1990. *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse agricole*. PhD Thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 342 pp.
- Krysanova V., Müller-Wohlfeil D.-I. and Becker A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecol. Modelling*, 106: 261-289.
- Mariotti, A., 1997. Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In: G. Lemaire and B. Nicolardot (Editors), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Les Colloques, Reims, France, pp. 9-22.
- Martin J. F. and Reddy K. R., 1997. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecol. Modelling*, 105: 1-21.
- Mérot, P., Gascuel-Oudou, C. and Durand, P., 1998. Approche des processus de transfert dans les petits bassins versants ruraux. In: SHF (Editor), *Colloque d'hydrotechnique*. SHF, Paris, pp. 59-68.
- Robson, A., Beven, K.J. and Neal, C., 1992. Towards identifying sources of subsurface flow: a comparison of components identified by a physically based runoff model and those determined by chemical mixing techniques. *Hydrol. Process.*, 6: 199-214.
- Skop E. and Sorensen P. B., 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment, Denmark. *Ecol. Modelling*, 106: 291-310.

- Vachaud, G., Vauclin, M. and Addiscott, T.M., 1988. Solute transport in the vadose zone: a review of models. In: D.G. DeCoursey (Editor), International symposium on water quality modeling of agricultural non-point sources. United States Department of Agriculture, Logan, Utah.
- Van Der Linden, A.M.A., Van Veen, J.A. and Frissel, M.J., 1987. Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, and farmyard and green manures. *Plant Soil*, 101: 21-28.
- Van Grinsven H. J. M., Driscoll C. T. and Tiktak A., 1995. Workshop on comparison of Forest-Soil-Atmosphere models: preface. *Ecol. Modelling*, 83: 1-6.
- Walter, C. and Curmi, P., 1998. Les sols du bassin versant du Coët-Dan: organisation, variabilité spatiale et cartographie. In: C. Cheverry (Editor), Agriculture intensive et qualité des eaux, *Science Update*, pp. 85-105.
- Wolock, D.M. and McCabe G.J.J., 1995. Comparison of single and multiple direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL. *Water Resour. Res.*, 31 (5): 1315-1324.

A.3. Discussion

Le modèle utilisé (TNT version 1 couplé au modèle agronomique STICS) a montré sa capacité à simuler des interactions entre l'amont et l'aval du bassin versant. Les résultats obtenus lors des simulations montrent la sensibilité du modèle à la localisation des cultures. On peut ainsi envisager, après quelques améliorations, l'utilisation de ce modèle comme un outil d'étude de l'influence de l'organisation du paysage sur les bilans d'azote dans les écosystèmes.

Le principal avantage de cette version du modèle est qu'elle résulte d'un couplage simple de deux modèles existants et testés séparément, et qui a donc permis une mise en œuvre rapide. On peut cependant relever quelques difficultés et erreurs liées au couplage de ces deux modèles :

- les calculs, par chaque modèle séparément, nécessitent un décalage d'un pas de temps entre le calcul des écoulements par TNT et leur prise en compte par STICS ;
- le couplage de ces deux modèles codés séparément (l'un en langage C, l'autre en FORTRAN) entraîne une mise en œuvre relativement lourde et l'utilisation d'astuces mathématiques et informatiques pour gérer les échanges de données ;
- les phénomènes modélisés mettent en jeu des échelles spatiales et des niveaux de complexité ou d'empirisme différents, qui peuvent entraîner un manque de cohérence.

Les résultats obtenus sont cependant satisfaisants, ce qui encourage à continuer dans cette voie mais en intégrant directement les modules de transformations dans le même programme informatique.

De plus, la prise en compte d'une seule porosité (de drainage) sur l'ensemble du profil ne permet pas un stockage d'azote dans la zone non saturée, mise en évidence dans les bassins versants bretons.

Enfin, on peut se poser la question de la vraisemblance agronomique de ces simulations et des scénarios choisis. La culture puits d'une part a été simulée avec les paramètres d'une culture de blé, faute de pouvoir simuler une prairie. Le module prairie de STICS était en effet encore en cours de développement lors des simulations. Ceci nous a obligé à simuler avec le blé, d'une part une consommation de luxe non réaliste, mais qui pourrait être réalisée par les prairies, et, d'autre part, une non prise en compte des effets de l'hydromorphie sur le blé. La culture source d'autre part, a été simulée avec les paramètres d'une culture de maïs, qui est effectivement souvent surfertilisé en Bretagne, ce qui correspond bien à nos simulations. Par contre, les scénarios correspondant à une culture de maïs systématiquement en amont du bassin versant ne sont pas représentatifs de la situation générale observée en Bretagne, où le maïs est préférentiellement cultivé en aval, notamment pour les conditions hydriques plus favorables à sa croissance et pour des choix techniques liés aux rotations culturales.

Nous sommes conscients de ces problèmes, mais le but de ces simulations était plus de tester les capacités du modèle que de tester des scénarios totalement réalistes. La simulation de différentes plantes d'une part nécessite le développement et le paramétrage de STICS pour diverses cultures, ce

qui est en cours. La construction de scénarios agronomiques réalistes nécessite d'autre part un gros travail de simplification et de classification des pratiques agricoles, ce qui est aussi une thématique de recherche extérieure.

Cependant, même si les valeurs simulées sont à utiliser avec précaution, elles suggèrent que l'interposition de cultures sous-fertilisées et d'une zone humide entre les cultures fertilisées à haute dose et la rivière ne permet pas une élimination suffisante de l'azote lessivé pour atteindre des concentrations en nitrates faibles dans les rivières, et que d'autres actions sont donc nécessaires pour une restauration de la qualité de l'eau.

B. Temps de transferts dans un versant.

Nous utilisons ici la deuxième version de TNT, présentée dans le paragraphe B.2.2 du chapitre 2 :

- l'azote a été intégré comme un soluté parfait se diluant instantanément dans chaque réservoir, et se déplaçant par convection avec l'eau ;
- le modèle simule deux porosités :
 - la porosité de rétention, dans laquelle l'eau ne peut être puisée que par les plantes et l'évaporation. En dessous de la zone racinaire, cette porosité est donc toujours pleine d'eau ;
 - la porosité de drainage, dans laquelle l'eau circule sous l'effet de la gravité. L'eau contenue dans cette porosité correspond à la nappe ;
- l'azote est lessivé dans la porosité de rétention comme dans un modèle de Burns lorsque des apports ont lieu à la surface du sol (pluie, ruissellement ou exfiltration de l'amont). L'eau en surplus va percoler vers la nappe en entraînant l'azote lessivé. Dans la nappe, le mélange est complet et instantané. Chaque jour dans la zone saturée l'eau de la porosité de drainage recharge la porosité de rétention si celle-ci est déficitaire. De plus, l'azote de la porosité de drainage se mélange avec la partie accessible de l'azote de la porosité de rétention (fixée à la moitié de cette porosité). La partie non accessible se mélangera le lendemain avec l'ensemble de l'eau de la porosité de rétention. Un effet de dispersion est ainsi simulé par les dilutions successives dans les compartiments ;
- l'azote est entraîné de maille en maille par les divers écoulements : ruissellement, exfiltration et écoulement profond (écoulement darcyien de la nappe).

Nous cherchons ici à tester la capacité de TNT à simuler l'inertie du bassin versant en terme de transferts d'azote, notamment grâce à la prise en compte d'une double porosité. Nous avons choisi de ne simuler aucune transformation d'azote : on apporte simplement de l'azote à la surface du sol sous forme soluble (nitrate), en un point du versant et on suit le cheminement de cet azote considéré comme étant un élément conservatif dans le versant.

Ce travail a été réalisé en parallèle à la conception d'un modèle «qualitatif» de transferts d'azote dans un versant : TNMH (Transfert du Nitrate en Milieu Homogène) (Kruiper, 1999). TNMH est basé sur l'hypothèse que l'on peut découper un versant en zones «qualitatives», homogènes du point de vue de leurs caractéristiques et de leur fonctionnement ; dans ces zones, le transfert d'azote est alors estimé grâce à une vitesse homogène dans chaque compartiment. L'objectif de cette modélisation qualitative est de pouvoir donner, *a priori* plus facilement et avec une quantité moindre d'informations qu'avec un modèle quantitatif tel que TNT, des ordres de grandeurs des temps de transferts de nitrates le long des versants. Dans l'objectif d'une comparaison du fonctionnement de ces deux modèles, nous avons ainsi adopté le même découpage du versant que celui pris en compte lors du développement de TNMH.

B.1. Présentation du transect et des simulations effectuées

Le versant a été construit à partir de la topographie du transect de Guériniec, équipé en piézomètres et suivi par Molénat (1999), dont la localisation est donnée sur la Figure 4 (chapitre 2). Ce transect est situé dans une zone non convergente, ce qui permet de penser que toute l'eau provenant de l'amont du transect, et seulement celle-ci, alimente l'aval du transect. Nous avons donc construit, à partir de la topographie du transect, un MNT composé de 28 mailles alignées de 20 m de coté comme l'illustre la Figure 43. Le réseau de drainage est ainsi composé d'un drain unique, rectiligne, se jetant dans la rivière au niveau de la dernière maille.

Verticalement, on superpose deux types de substrats : le sol et l'altérite, que l'on discrétise en couches. Horizontalement, le versant est découpé en 3 zones : la zone amont, la zone de mi-versant et la zone aval. Les limites de ces zones sont situées approximativement en des points de rupture de pente.

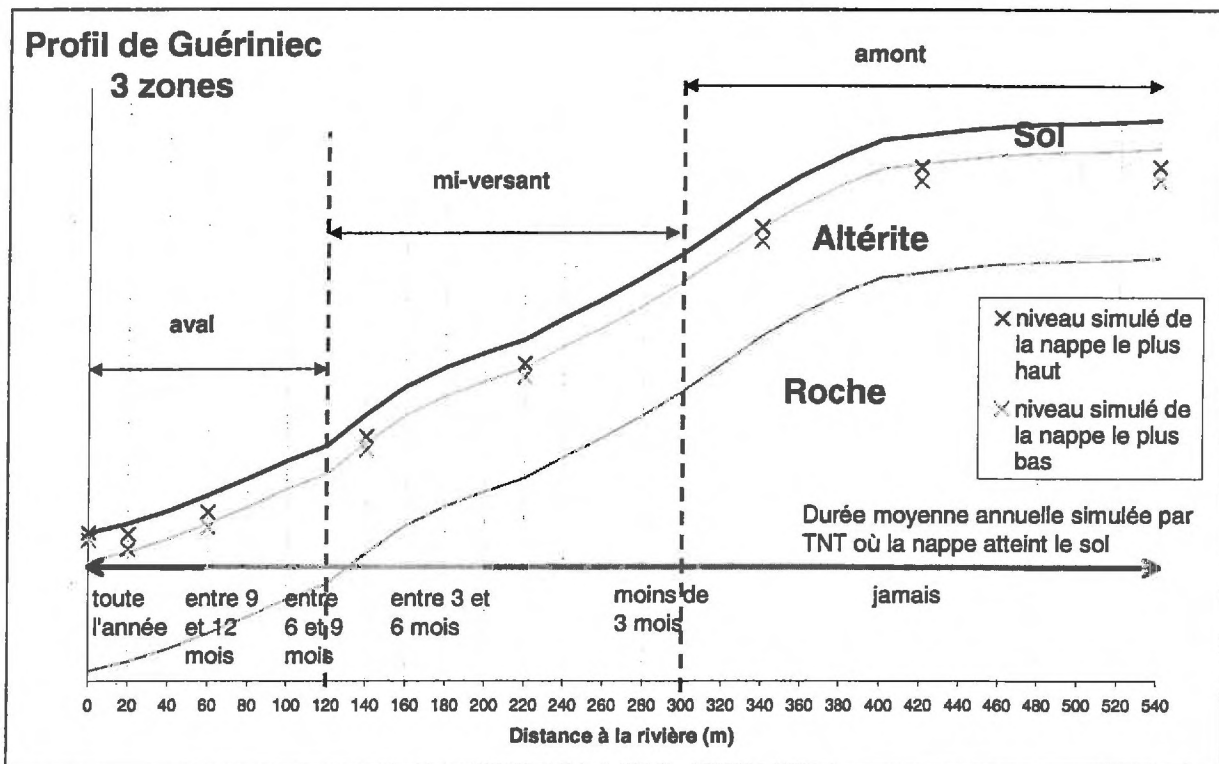


Figure 43. Schématisation du transect de Guériniec en coupe.

Les caractéristiques des couches du sol et de l'altérite sont les mêmes dans les trois zones, mais elles pourraient être spatialisées. Les valeurs de la transmissivité et du facteur de décroissance exponentielle de cette transmissivité avec la profondeur sont de l'ordre de grandeur de celles calées sur le bassin de Kervidy pour l'année 1994-1995. Dans un souci de simplification des simulations dans un premier temps, les valeurs des différentes porosités ont toutes été fixées arbitrairement à 25% du volume de substrat (les valeurs plus réalistes sont discutées dans la partie B.5). Les valeurs des différents paramètres sont données dans le Tableau VI.

	sol	altérite
profondeur	1.3 m	5 m
discrétisation des couches	0.1 m	0.5 m
porosité de rétention	0.25	0.25
porosité de drainage	0.25	0.25
équivalents en épaisseur d'eau	RU : 0.325 m macroporosité : 0.325 m	microporosité : 1.25 m macroporosité : 1.25 m
<i>Max_nappe</i> : hauteur d'eau maximale dans la nappe		1.575 m
Capacité totale des réservoirs d'eau		3.15 m
Transmissivité latérale à la surface du sol : T_0		10 m.j ⁻¹
Facteur de décroissance exponentielle : m		0.1 m

Tableau VI. Valeurs des paramètres pour la simulation sur le transect de Guériniee

Les simulations sont effectuées sur une durée de 10 ans (10 répétitions de la même série climatique, correspondant à la période d'août 1998 à août 1999 mesurée à Kervidy). Pour cette période, les précipitations sont de 750 mm et la lame drainante simulée est de 250 mm environ par an.

Les hauteurs maximales et minimales de la nappe et la durée moyenne de saturation (période pendant laquelle la nappe atteint le sol) sont représentées sur la Figure 43. La nappe n'atteint jamais la surface du sol sur le transect, sauf dans la maille la plus basse, et il n'y a donc quasiment jamais de ruissellement ou d'exfiltration.

On place 500 g.m⁻² d'azote dans la couche superficielle d'une maille au premier jour de simulation (1^{er} août 1998), soit 200 kg sur le versant. Trois cas sont simulés selon la position de la maille où l'on apporte l'azote :

- au milieu de la zone amont (à 420 m de la rivière) ;
- au milieu de la zone de mi-versant (à 220 m de la rivière) ;
- au milieu de la zone aval (à 60 m de la rivière).

B.2. Lessivage et stockage dans les trois mailles d'apport

B.2.1. Dynamique de l'eau

La Figure 44 représente l'évolution temporelle des niveaux d'eau dans la nappe et la réserve utile du sol. Le léger décalage observé pour la maille aval la première année est dû à l'initialisation. Pour les trois mailles choisies, la même dynamique d'évolution des niveaux d'eau est observée, dans la nappe et la réserve utile. Ceci est essentiellement dû à une pente semblable pour les trois mailles choisies. La différence de stockage dans la nappe de ces trois mailles reste constante pendant toute la simulation, la nappe étant toujours plus proche de la surface à l'aval du versant :

- à l'aval, la nappe baigne quasiment toujours le sol ;
 - à mi-versant la nappe n'atteint le sol qu'une partie de l'année, et reste toujours au niveau de la plus haute couche d'altérite ;
 - à l'amont la nappe ne baigne jamais le sol et n'atteint qu'en hiver la plus haute couche d'altérite.
- Ceci est illustré sur l'ensemble du transect par la Figure 45, qui représente les niveaux à deux dates, le premier septembre et le premier mars (respectivement les périodes la plus sèche et la plus humide). Les niveaux d'eau sont les mêmes chaque année à la même date (hormis à l'initialisation).

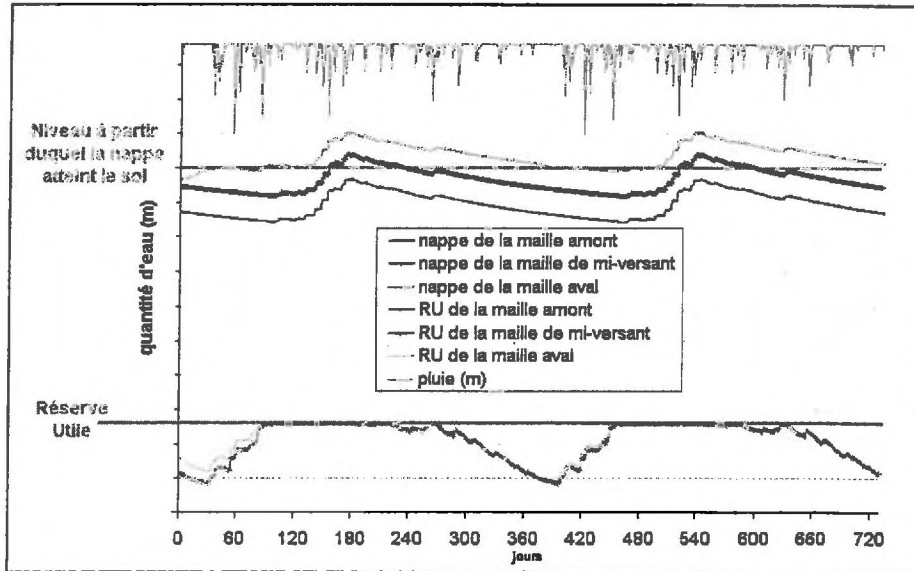


Figure 44. Évolution du niveau de la nappe et de la réserve du sol pour les trois mailles d'apport.

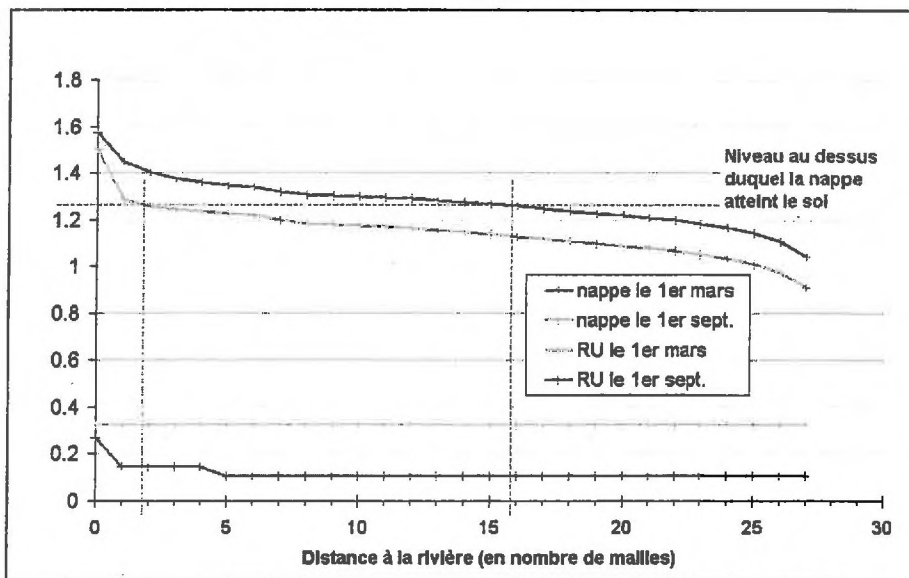


Figure 45. Hauteurs d'eau (m) dans la nappe et la porosité de rétention du sol sur l'ensemble du transect, le 1er septembre et le 1er mars

B.2.2. Dynamique de l'azote

Dans le cas d'un apport le 1^{er} août à l'aval du versant (Figure 46(i)), le lessivage de l'azote apporté commence après 84 jours, soit le 25 octobre, après remplissage de toute la porosité de rétention. Pour les autres mailles d'apport, à mi-versant et à l'amont (respectivement Figure 46(ii) et (iii)), on observe un décalage de 15 jours dans le début de ce lessivage, dû au décalage lors de l'initialisation.

Pour les mailles aval et de mi-versant, la nappe est juste sous la surface du sol lorsque le lessivage commence : on retrouve donc de l'azote, en quantité observable, immédiatement dans la nappe, en même temps que dans la porosité de rétention de l'altérite. Au contraire, dans la maille amont, la nappe se trouve en dessous de la plus haute couche d'altérite : elle est alimentée en azote par la percolation à travers le sol et la plus haute couche d'altérite, qui dilue l'azote dans une relativement grande quantité d'eau peu concentrée au début de la simulation. Il faut donc attendre que la nappe atteigne cette couche pour qu'elle commence à se charger d'une quantité significative d'azote.

Au bout d'un an l'azote apporté en surface d'une maille est lessivé du sol à 90, 96 et 97%, respectivement, des mailles amont, de mi-versant et aval. Après deux ans, plus de 99,5% de l'azote est sorti du sol dans tous les cas.

Cette différence de vitesse de lessivage est due à la remontée dans le sol de la nappe à l'aval et à mi-versant, qui va diluer l'azote du sol.

Les porosités de rétention et de drainage étant égales, les quantités d'azote dans la nappe et la porosité de rétention de l'altérite sont égales lorsque la nappe baigne toutes les couches d'altérite.

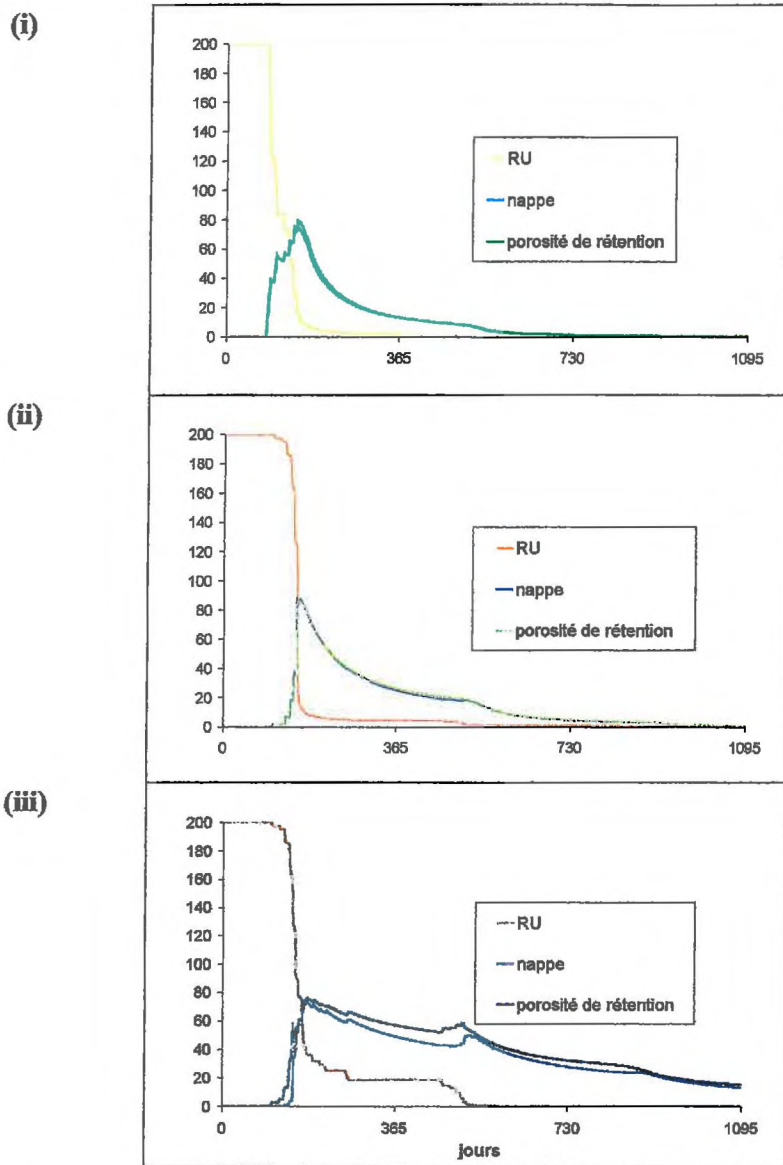


Figure 46. Quantité d'azote (kg) dans la maille d'apport, après un apport de 200 kg d'azote : (i) à l'aval ; (ii) à mi-versant ; (iii) à l'amont.

B.3. Transferts dans le versant suite à un apport à l'amont

On examine ici le cas où l'azote a été apporté au milieu de la zone amont.

On enregistre les niveaux d'azote dans toutes les mailles à certaines dates, les 1^{er} septembre et 1^{er} mars de chaque année.

L'azote progresse dans la nappe le long du versant : la première année, la majeure partie de l'azote de la nappe se trouve dans les mailles de l'amont, puis le pic d'azote progresse vers l'aval en s'étalant, comme l'illustre la Figure 47.

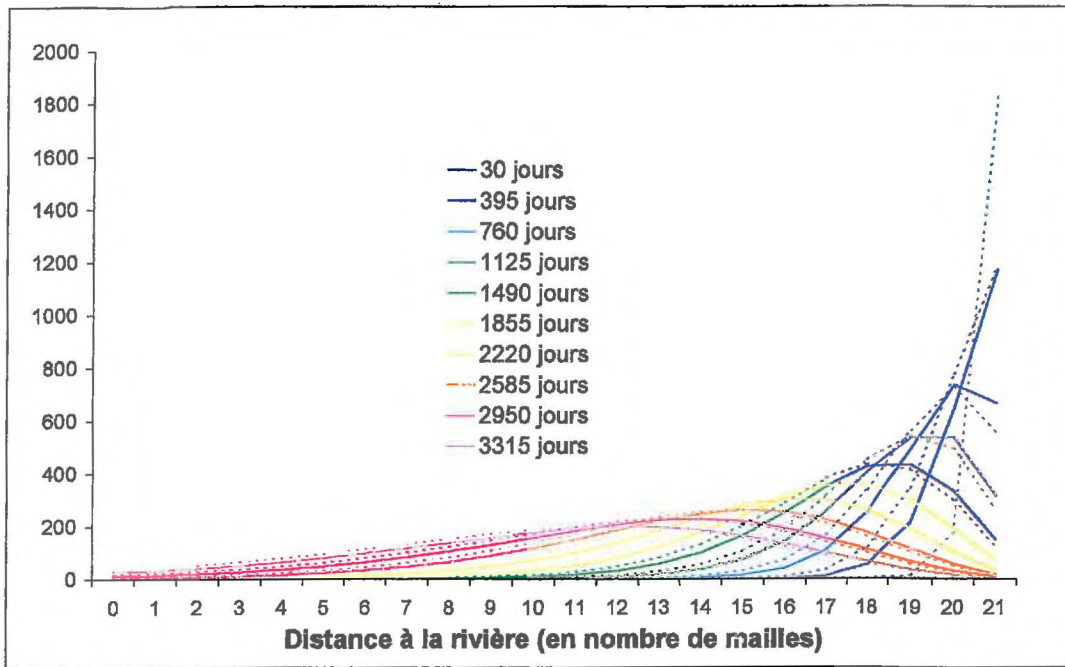


Figure 47. Évolution de l'azote dans la nappe (kg/ha) tous les six mois après l'apport dans la maille amont.

L'azote placé dans la maille amont passe très vite et quasi totalement dans la nappe par lessivage. On constate sur la Figure 48 que les mailles pour lesquelles la nappe atteint le sol une partie de l'année voient leur sol se charger un peu en azote, et que dans le sol aussi l'azote se déplace progressivement vers l'aval, sans pour autant disparaître totalement de l'amont après 10 années de simulation.

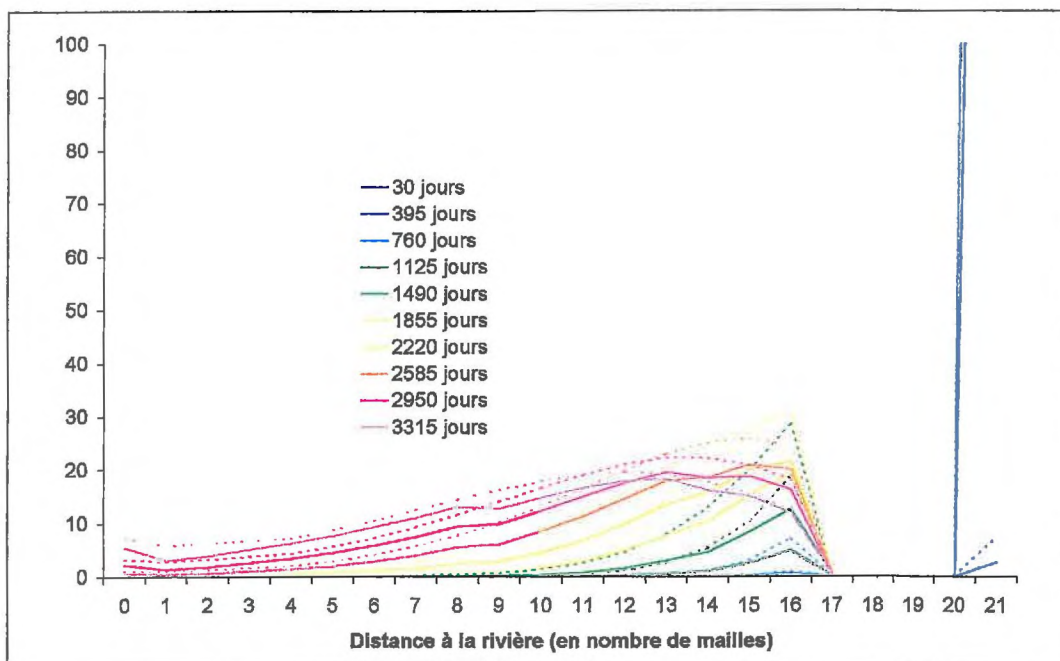


Figure 48. Évolution de l'azote (kg/ha) dans le sol tous les six mois après l'apport dans la maille amont.

B.4. Comparaison des temps de transferts selon le lieu d'apport

B.4.1. Évolution dans les zones

Chaque jour, on enregistre les quantités totales d'azote présentes, entrantes et sortantes dans chaque compartiment de chaque zone : sol, nappe et porosité de rétention de l'altérite (ou microporosité).

Lorsque l'azote est apporté à l'amont, il passe en deux ans du sol à la nappe, puis l'azote de la nappe diminue pour se retrouver dans la nappe (et un peu dans le sol) de la zone de mi-versant et enfin en petite quantité, observable au bout de cinq ans, dans la nappe et le sol de la zone aval (Figure 49(i)).

Lorsque l'azote est apporté dans la zone de mi-versant, une partie observable reste dans le sol pendant 4 ans. La plus grande partie passe rapidement dans la nappe, et en un an on observe de l'azote dans la nappe et le sol de la zone aval (Figure 49 (ii)).

Lorsque l'azote est apporté dans la zone aval, une partie observable reste dans le sol pendant 5 ans. La plus grande partie passe rapidement dans la nappe comme dans les autres cas (Figure 49(iii)).

B.4.2. Temps de sortie

Lorsque l'azote est apporté dans la partie amont du bassin, seuls 3% de cet apport vont être évacués du versant en 10 ans. Au bout de trois ans, quasiment tout l'azote se trouve dans la nappe et dans la porosité de rétention de l'altérite (ou microporosité), et en ressort très lentement vers la rivière et le sol (Figure 49(i)). Une prolongation de la simulation montre que la moitié de l'azote apporté est évacué du versant en 15 ans, et qu'une durée de 30 années est nécessaire pour que la quasi-totalité de l'azote sorte du versant.

Lorsque l'azote est apporté à mi-versant, la moitié de cet apport est évacuée du versant en 7 ans, et 95% en 10 ans (Figure 49(ii)).

Lorsque l'azote est apporté dans la partie aval du bassin, la moitié de cet apport est évacuée du versant en 3 ans, et la quasi-totalité en 6 ans (Figure 49(iii)).

B.5. Discussion

Les valeurs des paramètres de conductivité choisies pour les simulations ont été calées sur le bassin de Kervidy, avec des valeurs globales. Les porosités ont toutes été fixées à 25%. Les résultats montrent un battement de nappe trop faible globalement, par rapport aux mesures effectuées dans les piézomètres : la nappe monte trop haut et ne descend pas assez bas à l'amont du versant, alors qu'elle ne monte pas assez haut en bas de versant (Figure 50).

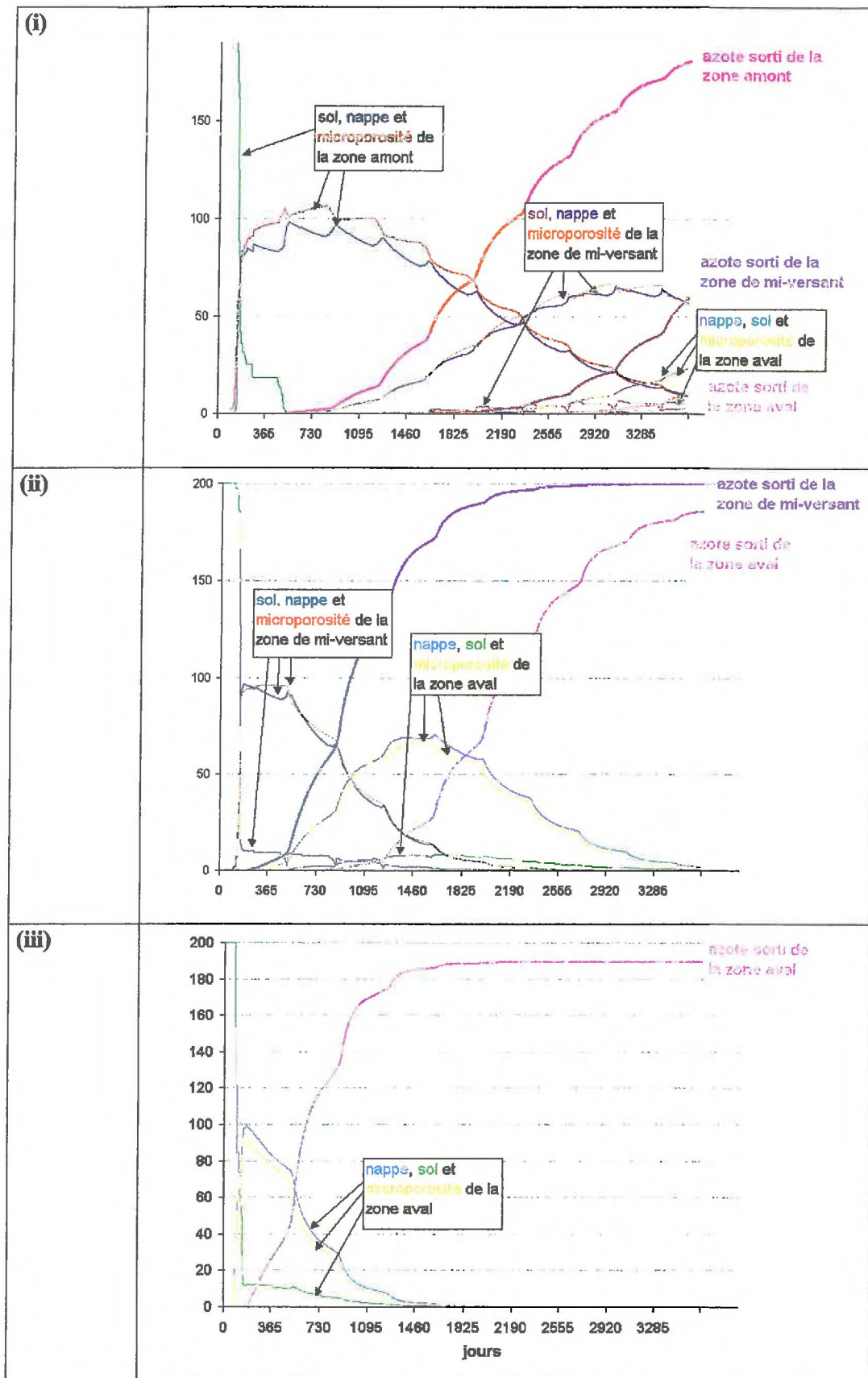


Figure 49. Quantités d'azote (kg) dans les compartiments et sorties des trois zones quand l'azote est apporté (i) à l'amont, (ii) à mi-versant et (iii) à l'aval.

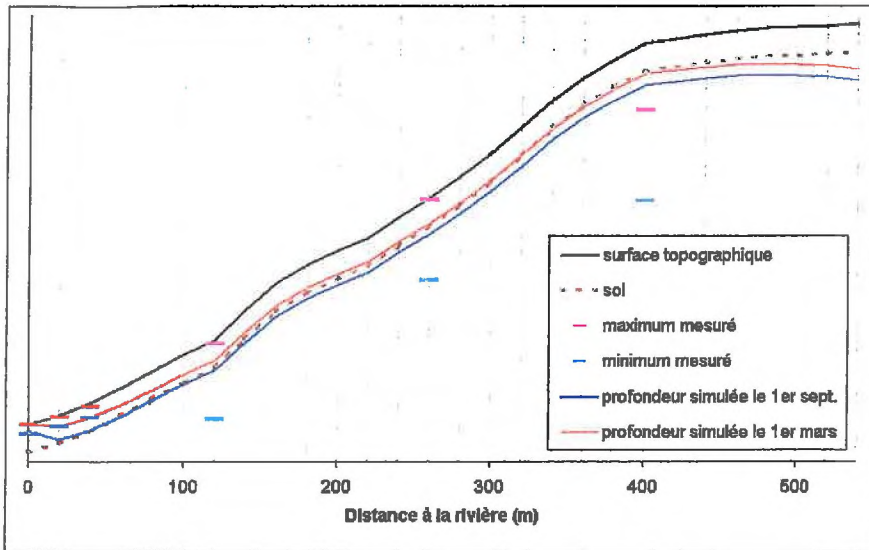


Figure 50. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniec.

On peut mettre en cause deux points pour expliquer cette différence entre observation et estimation :

- une mauvaise estimation de la porosité de drainage peut induire de grandes différences en terme de profondeur de la nappe et d'amplitude de la zone de battement (chapitre 2 §C.2.3 ; Turonnet, 2000). Dans cette application, la porosité de drainage de l'altérite de 25% est vraisemblablement sur-estimée, puisqu'elle est estimée par Molénat (1999), par exemple, à seulement 5%. Ceci permet d'expliquer qu'à l'amont du versant la profondeur de la nappe est sous-estimée, et ce d'autant plus en période sèche. Les profondeurs maximales et minimales du toit de la nappe simulées avec les mêmes déficits hydriques que précédemment, mais en estimant les porosités de drainage du sol à 20% et de l'altérite à 5% sont représentées sur la Figure 51.

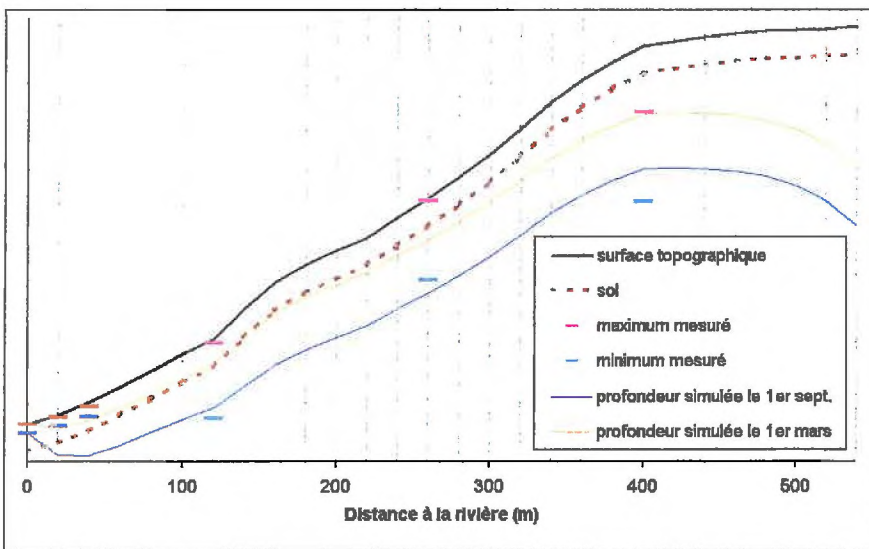


Figure 51. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniec, avec une porosité de drainage du sol = 20% et de l'altérite = 5%.

▪ la conductivité hydraulique a été supposée homogène sur l'ensemble du versant. Or, les mesures montrent une hétérogénéité de la conductivité hydraulique : dans le versant, la conductivité hydraulique est environ supérieure d'un ordre de grandeur à celle du bas-fond (Widiatmaka, 1994). Ceci peut expliquer le fait que le modèle ne reproduise pas une saturation de l'aval du versant, due vraisemblablement à une conductivité plus faible.

Cette mauvaise estimation de la profondeur de la nappe n'a pas d'effet direct sur les flux darcyens d'eau et les flux d'azote associés simulés par le modèle à l'amont du versant, puisque les calculs d'écoulement en nappe sont basés sur des gradients constants (pente aval) et des déficits hydriques, et non pas sur des profondeurs réelles de la nappe. Par contre, le rapport entre porosité de rétention et porosité de drainage joue sur l'inertie du système : si la porosité de rétention est supérieure à la porosité de drainage, le stockage sera d'autant plus important dans la zone de battement de nappe, et l'inertie sera plus importante. De même, la capacité de stockage de l'ensemble des compartiments (déterminée par les épaisseurs et les porosités) a une influence sur l'inertie du système.

À l'aval, la mauvaise estimation de la saturation peut conduire à une sous-estimation de la dilution de l'azote «lessivable» du sol et donc de son entraînement par la nappe. De plus, si on prend en compte des transformations d'azote, comme la dénitrification, qui nécessite une estimation de la saturation du sol, cette sous-estimation de la saturation du bas de versant entraînera une sous-estimation des quantités d'azote dénitrifié.

Ces simulations permettent de montrer la capacité de ce modèle à simuler des temps de transferts différents selon le lieu d'apport et selon les compartiments hydriques mis en jeu, par le biais de stockages dans les différentes porosités.

Les valeurs obtenues sont à interpréter avec beaucoup de précautions. D'une part, l'incertitude sur les paramètres engendre une incertitude dans les résultats (la sur-estimation de la porosité de rétention de l'altérite notamment induit une sur-estimation de l'effet tampon de la zone de battement de nappe, et des temps de transfert certainement trop importants). D'autre part, les simulations ont été effectuées avec des concentrations d'azote nulles dans tous les compartiments lors de l'initialisation, ce qui entraîne une dilution importante des quantités apportées et sans doute un temps de latence pour obtenir un équilibre du système. Une simulation supplémentaire montre ainsi qu'une vingtaine d'années de simulation est nécessaire, avec un apport d'azote tous les ans, pour que l'équilibre soit atteint.

Une étude récente sur le transect de Guériniec, par la modélisation des transferts dans la zone saturée (Molénat et Gascuel-Odoux, 2001), aboutit à la simulation de temps de transferts plus courts. Il semble toutefois qu'on peut retenir l'ordre de grandeur de la dizaine d'années. On obtient de même un temps de résidence moyen d'environ 12 années si on compare le volume d'eau maximal sur le versant (3.15 m d'eau) à la lame drainée (250 mm).

Enfin, on peut aussi penser que les phénomènes de transformation d'azote vont jouer un rôle significatif dans l'inertie des systèmes : ainsi, l'immobilisation par les micro-organismes va augmenter

l'inertie en permettant un stockage d'azote, et la dénitrification et l'exportation par les cultures vont permettre une épuration plus rapide.

Des améliorations à ces simulations de transfert sur un transect pourraient être apportées par :

- une démarche de calage sur les mesures dans les piézomètres, aussi bien hydriques que chimiques ;
- une estimation plus fine des paramètres, par exemple la porosité ;
- la spatialisation de certains paramètres, notamment la transmissivité.

Enfin, un travail complémentaire sur l'effet de la taille des mailles et l'épaisseur des couches horizontales de la porosité de rétention peut être envisagé, notamment pour tester la dispersion. La dilution dans chaque compartiment à chaque pas de temps augmente en effet la dispersion, et plus on aura de compartiments et de pas de temps de calcul plus la dispersion dans l'espace et dans le temps sera importante. Les pics de concentration correspondant à un apport devraient ne pas subir de décalage dans le temps, mais voir leur amplitude d'autant plus réduite que la discrétisation augmente.

Les simulations avec TNT permettent de justifier en partie le découpage en trois zones envisagé avec le modèle qualitatif TNHM : l'épaisseur de la zone non saturée est en effet déterminante pour les transferts d'azote et peut on peut envisager le découpage en 3 zones à partir de nos simulations :

- une zone aval où la nappe atteint le sol toute l'année ;
- une zone de versant où la nappe peut atteindre le sol une partie de l'année ;
- une zone amont où la nappe n'atteint jamais le sol.

C. Influence de la géomorphologie sur la dénitrification

Ce travail a été présenté au colloque « Future of distributed modelling », organisé par Keith Beven à Leuven (Belgique) le 14 avril 2000. Il a donné lieu à un article, intégré dans cette partie, soumis à la revue *Hydrological Processes*, pour un numéro spécial suite à ce colloque. Le résumé étendu reprend les principaux résultats présentés dans ce dernier article. La discussion est reprise après l'article, dans le paragraphe C.3.

C.1. Résumé étendu

L'objectif de cet article est principalement de tester l'intégration d'un module de transformation d'azote (la dénitrification) à l'architecture de la deuxième version du module hydrologique de TNT2, et la capacité du modèle ainsi construit à prendre en compte la géomorphologie des bassins.

Cet article reprend, dans une première partie, la description de la deuxième version du module hydrologique (avec la double porosité) donnée dans le paragraphe B.2.2 du chapitre 2, basée sur les principales observations du bassin versant de Kervidy. Une phase de calibration et de validation de ce module pour le bassin versant de Kervidy est conduite à la fois sur le débit à l'exutoire (Figure 55) et sur les profondeurs de la nappe le long du transect de Guériniac (Figure 56). L'azote est intégré dans le modèle sous forme de nitrate soluble.

Une seule transformation d'azote, correspondant à une consommation, est prise en compte pour les simulations : la dénitrification. Elle est modélisée en adaptant le modèle NEMIS (Hénault, 1995) aux zones humides ripariennes (Bidois, 1999). Elle est activée quand le niveau de la nappe atteint les vingt premiers centimètres du sol, et est calculée en fonction d'une vitesse potentielle de dénitrification fixée à $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ (Durand *et al.*, 1998) pondérée par le temps de résidence de l'eau dans le sol, la concentration en nitrates et la température du sol.

Les simulations sont effectuées sur quatre des bassins versants virtuels présentés dans le paragraphe A.1.2 du chapitre 2, les bassins parallèles et convergents. La concentration en nitrate de la nappe est initialisée à $100 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ et on apporte $400 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ tous les ans en août, uniformément dans la couche superficielle du sol, afin de simuler une quantité de nitrate potentiellement lessivable. La durée de simulation est de neuf ans (trois séries de trois années au climat contrasté), et on analyse les résultats de la dernière série de trois années. On suppose que la concentration d'azote initiale de la nappe et les six premières années de simulation permettent d'atteindre un état d'équilibre qui compense l'inertie du système.

Les résultats regroupés sur la Figure 58 montrent que la dénitrification dépend de la géomorphologie, et qu'on peut distinguer deux phénomènes :

- la zone dénitrifiante est plus étendue pour les bassins à large vallée ;

- la quantité d'azote dénitrifié dans chaque maille est largement influencée par la durée de saturation, qui est plus importante dans les mailles les plus en aval, et ce d'autant plus pour les bassins convexes que concaves.

En moyenne, pour les simulations présentées, ces deux phénomènes se compensent sur les bassins versants convexes et concaves.

De plus, les bassins versants parallèles, dont la proportion de mailles en bas de versant est plus importante que celle des bassins convergents, permettent davantage de dénitrification, à savoir environ 15 et 2 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement sur les 400 kgN.ha⁻¹ apportés chaque année (soit 3,8 et 0,5%).

C.2. Article « A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation. » (Beaujouan et al., 2001b)

Article soumis à la revue Hydrological Processes le 4 août 2000. Accepté sous réserve de corrections le 4 décembre 2000, renvoyé après corrections le 9 janvier 2001. Accepté pour publication le 2 avril 2001.

A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation.

Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship.

Beaujouan Véronique, Durand Patrick, Ruiz Laurent, Aurousseau Pierre, Cotteret Gilles

Corresponding author: V. Beaujouan, INRA-USARQ, 65 rue St Briec, F-35042 RENNES Cedex.

Tel : 33 2 23 48 54 38; Fax 33 2 23 48 54 30; e-mail: beaujouan@arthur.roazhon.inra.fr

Abstract. A new integrated hydrological and nitrogen model, called TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation), has been developed to study nitrogen fluxes in small catchments. This model, process-based and spatially distributed in order to take spatial interactions into account, has been kept as simple as possible. Here is discussed the hydrological module only. The two main hypotheses of the hydrological model are taken from the TOPMODEL concept (constant hydraulic gradient equal to slope and hydraulic conductivity decreasing exponentially with depth). The model is based on a daily water balance for each cell of a regular square grid and computes an explicit cell to cell routing. Transfer through the vadose zone is simulated using a conceptual, layer-based algorithm analog to Burns', except that a drainage water reservoir has been added to simulate mobile/immobile water processes and variations of the water table within the soil. The crop growth and nitrogen transformations are simulated using the equations of a generic plant-soil model, STICS. As an example, a preliminary study of the effect of the catchment geomorphology on denitrification is presented. The study was performed on theoretical catchments with contrasted slope shapes and pathway patterns. Results show that the whole-catchment denitrification depends on catchment geomorphology, although not directly through the extent of saturated areas. It is concluded that TNT2 seems to be a powerful tool to explore catchment processes, both by application to actual cases and by exploration on simple scenarios.

Keywords: catchment modelling, nitrate pollution, nitrogen transformations, distributed hydrological model, geomorphology.

C.2.1. Introduction

Pollution of surface water and groundwater by nitrate is nowadays an international problem (Birkinshaw and Ewen, 2000a), mainly due to agricultural activities. In Brittany (Western France) intensive agriculture leads to important non-point source pollution even more marked because groundwater is essentially shallow, due to impermeable bedrock (Mérot, 2000). This physiographic context has another consequence: groundwater and associated solutes frequently reach the soil in the lower part of the hillslope and become available for evapotranspiration and biotransformations. Then, nitrogen processes depend on the position along the hillslope: vertical leaching from the soil to the

groundwater can occur on the whole hillslope, while plant uptake of groundwater nitrogen is located in areas where water table reaches the rooting zone and denitrification occurs mainly downslope, where the soil is saturated up to the surface. Therefore, the resulting flux of nitrogen at the outlet will depend on the location of the nitrogen input in the catchment: nitrogen leached upslope may be stored in the vadose zone, or taken up or denitrified downslope after lateral transfers through the groundwater. In this paper, we will refer to these phenomena as “*spatial interactions*”. Ideally, if the flux of nitrogen to the groundwater could be assessed at each point of the catchment, the spatial interactions would be the difference between the sum (or aggregation) of these individual fluxes and the actual flux at the outlet of the catchment. Note that this definition is time dependent, since the difference between these two quantities will depend on the period of time considered.

In order to understand or predict nitrate pollution, many nitrogen transfer and transformations models have been developed, at different scales and under different conditions (for a review, see Ball and Trudgill, 1995). Most of them are aggregative in essence: the elementary unit of simulation is the soil column, the field or the land use unit, and simulations for catchments or regions are obtained by summing the results. In some cases, the transfer and the transformations within the drainage network is accounted for. This is the case in INCA (Whitehead *et al.*, 1998), or, more implicitly, in the export coefficient approach (Johnes, 1996; Worrall and Burt, 1999). Some models consist in coupling spatially distributed hydrological models and nitrogen transformation models, e.g., TOPMODEL / SLIM (Van Herpe *et al.*, 1998), MIKE SHE / DAISY (Refsgaard *et al.*, 1999) or SHETRAN / NITS (Birkinshaw and Ewen, 2000a and b).

Although these different models are useful and interesting, none of them simulate explicitly the spatial interactions as defined here, except the latter one (Birkinshaw and Ewen, 2000a). In this model, a nitrogen transfer and transformation module called NITS has been added to the spatially distributed hydrological model SHETRAN. This model was able to simulate nitrate transfer in the Slapton Wood catchment, by taking into account possible spatial interactions and spatially varying soil and bedrock characteristics. However, the operational interest of this type of model is questionable, due to the amount of accurate information it requires. Moreover, this complexity may not warrant scientific soundness and reliable predictions (Grayson *et al.*, 1992; Beven, 1996).

Considering this state of the science, we felt that there was place for a new model dedicated to the simulation of the role of the spatial interactions in nitrogen transfer, and kept relatively simple. A first version of this model was presented by Beaujouan *et al.* (2001). In that version, the lateral water and nitrogen movements and the soil/plant nitrogen transformations were modelled by two separate models exchanging results on a day-to-day basis. The nitrogen transformations were simulated using an existing agronomic model, STICS (Brisson *et al.*, 1998), and a new fully distributed hydrological model had been developed to simulate the water and nitrate fluxes. This prototype was used to show that the spatial distribution of agricultural practices might affect significantly nitrogen fluxes in rural catchments.

This paper deals with a new version of the model (called TNT2 for Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation model) that integrates, in the same architecture, the hydrological module and nitrogen transformation modules. Since the nitrogen transformation modules, except the denitrification one, are the transcription of the STICS model, that have been already described in detail by Brisson *et al.* (1998), the paper will focus on the presentation of the hydrological module. A first calibration-validation of the model was performed using data of both stream discharge at the catchment outlet and water table depth in three piezometers. To illustrate the adequacy of this hydrological module to the simulation of spatial interactions, a very simple study of the effect of catchment geomorphology on denitrification fluxes is presented. The application of the complete model will be the subject of a forthcoming paper.

C.2.2. Presentation of the Kervidy catchment

The model has been based on the current knowledge of catchment hydrology and diffuse nitrogen pollution in Western France. The Kervidy catchment in Brittany is a subcatchment of the Naizin catchment, one of the few experimental catchments located in an intensively farmed region where multidisciplinary studies have been conducted for many years. It is a typical small north-western European catchment, where hydrology is dominated by the presence of a shallow impermeable bedrock.

This catchment has been studied since 1971 by French research organisations, and its geology, pedology, agronomy and hydrology have been extensively described (Durand and Juan Torres, 1996; Cheverry, 1998; Curmi *et al.*, 1998). A V-notch weir and a weather station were installed in 1993 to monitor stream discharge and climate. Piezometers were installed along 3 transects to study groundwater dynamics and chemistry (Molénat, 1999a).

The climate is typically temperate-oceanic. Mean annual rainfall and potential evapo-transpiration are respectively 850 mm and 685 mm (from 1993 to 1998). Mean annual specific discharge ranged from about 200 mm to 580 mm since 1993.

The Kervidy catchment covers an area of 5 km² with a smooth relief. The soil is a silty loam of 0.5-2 m depth and the bedrock is Brioverian schist. Between the upper soil and the bedrock, there is a weathered Brioverian schist layer (or regolith) that is several meters thick (from 1 to 30 m). Organisation of the soils is linked to topography, and two systems can be differentiated following their hydraulic properties: on the plateau and hillslopes soils are well drained, while waterlogged soils with low conductivity are located downslope. Regolith and soil porosity and depths are heterogeneous in the catchment. Estimated means are given in Table 5.

An aquifer develops above the bedrock in the weathered layer and the silty loam soil. More than 90% of the river discharge come from this aquifer (Molénat *et al.*, 1999b), and flood generation is dominated by variable contributive saturated areas. The stream dries out in summer, usually from late July to September. The retention porosity of the vadose zone acts as a reservoir for water and solute,

which can be mixed with groundwater (stored in the drainage porosity) in the water table fluctuation zone (Molénat, 1999a).

The hydraulic gradient is lower than the local topographic gradient on the studied transects (Molénat, 1999a), but Crave and Gascuel-Odoux (1997) have shown that estimating the hydraulic gradient by a downslope topographic gradient (i.e., the gradient between the point considered and the nearest stream point) leads to coherent results when using TOPMODEL (Beven and Kirkby, 1979), both in terms of discharge and of saturated area prediction.

The development of agriculture in the catchment, resulting in a decrease in grassland areas, an increase of cattle density and of maize production, has led to a severe pollution of the river by nitrate, the average concentration being currently over 15 mgN.l⁻¹ and still increasing (Cheverry, 1998). Molénat *et al.*, 2000 have shown that the average residence time of water in the catchment may well be of several years, which suggests that a change in agricultural practices would not result in a rapid response in terms of water quality.

Parameter	<i>SD</i>	<i>RD</i>	η^d_s	η^r_s	η^d_R	η^r_R	<i>T</i> ₀	<i>m</i>
Chosen value	0.7 m	50 m	20%	20%	2.5%	5%	1 - 40 m ² /day	0.01 - 0.15 m

Table 5. Parameters values (calibration on the Kervidy catchment)

C.2.3. Model description

The main hydrological processes described for the Kervidy catchment were included in the model, namely:

- river discharge is mainly controlled by the regolith aquifer
- overland flow occurs predominantly on saturated areas
- nitrogen can be stored in the regolith retention porosity depending on water table level
- hydraulic gradients can be derived from topography
- water and nitrogen transfers are slow at the catchment scale.

C.2.3.1 General principles

TNT2 is process-based but conceptual in order to be kept as simple as possible. It is physically based in the sense that we try to keep a physical description of the catchment and of the processes. Water transfer calculations are based on four main hypotheses, mainly derived from TOPMODEL (Beven and Kirkby, 1979): hydraulic gradient in each cell is constant and controlled by the topography; substratum hydraulic conductivity decreases exponentially with depth; saturated fluxes are described by Darcy's law; and overland flow is generated on saturated areas. The model is fully distributed, so

that the parameters can vary in space, and that the geometry of the water pathways is described: processes are modelled at the grid cell scale. The catchment is therefore described according to a regular grid, based on a gridded DEM. The model is based on a daily water and nitrogen balance calculation in each cell, and a drainage network determines the sense and direction of the transfers between cells. This explicit routing is equivalent to an explicit difference kinematic wave solution for subsurface flow, similar to that developed by Wigmosta *et al.* (Wigmosta *et al.*, 1994; Wigmosta and Lettenmaier, 1999) and Frankenberger *et al.* (1999). This implies that the simulation results will depend on the time-space division, i.e., the grid cell size and the time step length, due to numerical dispersion.

The computer code, written in C language, is fully modular so that different processes can be easily added as new independent modules. Hydrological and nitrogen transformations are coded in separate modules. Nitrate is considered as a perfect solute in the hydrological modules, i. e., it is mixed completely and immediately in each compartment.

C.2.3.2 Daily cell water balance

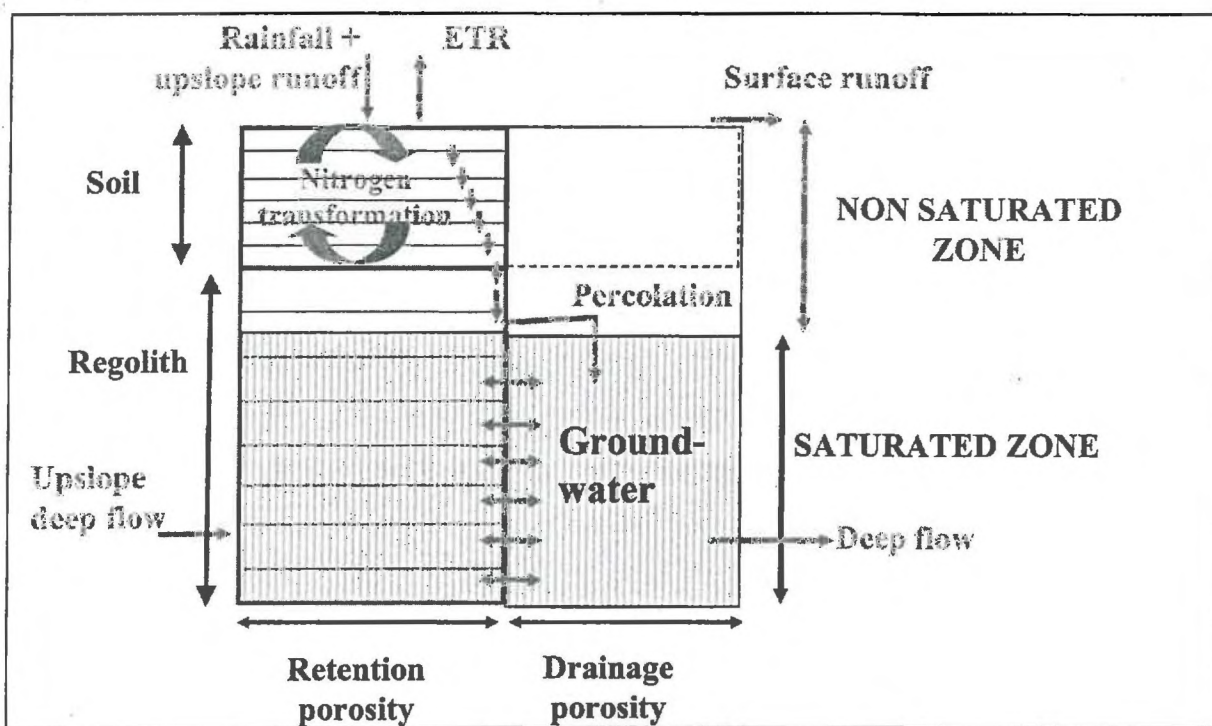


Figure 52. Water and nitrogen balance in a cell.

The column corresponding to a cell at the surface is divided in depth into 2 horizontal zones, namely soil and regolith, as shown on Figure 52. Soil and weathered bedrock depths (respectively SD and RD) are model parameters. Porosity is split into retention porosity (η^r) and drainage porosity (η^d). Their relative values (η^r_s and η^d_s for soil retention and drainage porosity, η^r_r and η^d_r for regolith retention

and drainage porosity) are given as model parameters. Depth and porosity determine the capacity of each reservoir, which is expressed in water depth, like all water fluxes (meters). Retention porosity is layered, for the sake of compatibility with the soil nitrogen module. The amount of water in the drainage porosity, called hereafter groundwater content, determines two compartments, namely the saturated and the non-saturated zones. Maximum groundwater content of the saturated zone per unit surface is:

$$Max_gw = SD * \eta_s^d + RD * \eta_R^d$$

Water balance is computed in five stages as follows:

1. First, groundwater content at time t is:

$$Groundwater_t = Groundwater_{t-1} + Upslope_subsurface_flow_t + percolation_{t-1}$$

where $Groundwater_t$ and $Groundwater_{t-1}$ are respectively the groundwater contents at times t and $t-1$; $Upslope_subsurface_flow_t$ the sum of subsurface flows calculated at time t in the upslope cells and $percolation_{t-1}$ the percolation from the unsaturated zone calculated at time $t-1$.

2. The saturated subsuperficial flow going out of the cell at time t , $Subsurface_flow_t$, is calculated from the groundwater content, following Darcy's law applied to the saturated zone, with the hydraulic gradient estimated by the downslope topographic gradient (Crave and Gascuel-Oudou, 1997). Hydraulic conductivity at saturation is supposed to decrease exponentially with the groundwater deficit of the cell. Darcian flux is integrated on the whole saturated zone, i.e., from a water deficit of Max_gw to the water deficit at time t ($Max_gw - Groundwater_t$). Groundwater in excess of maximum storage is exfiltrated. Calculations are computed as following:

a) if $Groundwater_t > Max_gw$

$$\text{then } excessgw = Max_gw - Groundwater_t \text{ and } Groundwater_t = Max_gw$$

b) $Subsurface_flow_t = slope \cdot T_0 \cdot (exp^{((Groundwater_t - Max_gw)/m)} - exp^{((-Max_gw)/m)}) / l$

where $slope$ (-) is the downslope topographic gradient; T_0 (m²/time step) the transmissivity at saturation, l (m) the contour length and m (m) the scale factor for hydraulic conductivity decrease with water deficit.

c) If $excessgw < Subsurface_flow_t$

$$\text{then } Groundwater_t = Groundwater_t + excessgw - Subsurface_flow_t$$

$$\text{else } Groundwater_t = Max_gw \text{ and } Exfiltration_t = excessgw - Subsurface_flow_t$$

3. The water table depth determines which retention porosity layers are reached by groundwater stored in drainage porosity (Figure 52). In these layers, if the retention porosity was not saturated, the amount of water required to reach saturation is taken from the drainage porosity. Even if the two porosity fractions are full, nitrate concentration equilibration between the two fractions is simulated. If the layers are within the rooting zone, both these calculations (transfer of water or nitrate diffusion) result in a exchange of nitrate between the soil and the groundwater, which is the way of simulating the spatial interactions defined in the introduction of this paper.

4. Transfer through the vadose zone is simulated using a conceptual, layer-based algorithm analogue to Burn's (1974), except that the level of the saturated zone, calculated at step 3, determines a variable lower limit. Input water consists of rain, and fluxes coming from upslope, i.e. overland flow and/or exfiltration. Potential infiltration rate is equal to the total deficit of both retention and drainage porosity. The infiltrated water drains through the retention porosity above the water table. If there is enough water to fill in the whole retention porosity, percolation ($percolation_t$) is formed by the remaining water and will reach groundwater during the next time step. The upper limit of $percolation_t$ is the drainage water deficit: if exceeded, the excess water forms overland flow.

5. Potential evapotranspiration (PET) is the one estimated by the French meteorological institute, Météo-France, using the Penman formula. Actual evapotranspiration (AET) is taken directly from the superficial input water ($rain_t + surface_runoff_t + exfiltration_t$) before infiltration, and if there is not enough upcoming water the rest is taken up from the soil retention water, at a rate given by:

$$AET = PET * (1 - soil\ retention\ water / (\eta'_s * SD))$$

The integration of the plant growth module adapted from the STICS model allows a more detailed description of the actual evapotranspiration (see below).

Three outgoing flows are calculated for each cell:

- overland flow, resulting from soil saturation, which is routed to the soil surface of the downslope cells,
- exfiltration that comes from excess groundwater and is routed to surface of the downslope cells too,
- subsurface flow that comes from groundwater and is routed to the downslope cell groundwater.

In this way, overland flow and exfiltration are distinguished, which is important in terms of water quality since overland flow water has the concentration of the rainwater and exfiltration water has the concentration of groundwater.

C.2.3.3 Nitrogen transformation modules

Nitrogen transformation modules and crop growth modules are based essentially on an existing crop model simulating nitrogen vertical fluxes and transformations in soils at the field scale. STICS (Brisson *et al.*, 1998) has been chosen because (i) it simulates explicitly the effect of water and nitrogen stresses on crop development and growth, (ii) it is generic, i.e., its structure allows to simulate different crops with the same set of equations, (iii) it is relatively simple, and (iv) it has been well parameterised and is still under development for different crops under temperate climate. The parameters have been calibrated and the model has been tested for the most usual crops and soils in France. The main processes simulated by STICS are the growth, the development of the crop and the water and nitrogen balance of the soil-crop system, organised in seven modules: development, shoot growth, yield components, root growth, water balance, thermal environment and nitrogen balance. STICS driving variables are rainfall, potential evapotranspiration, daily air temperature and global

radiation. The soil is divided into layers of equal depth, which allow to simulate leaching using the Burn's algorithm (1974), and also the distribution of roots, water and nitrogen content, water and nitrogen uptake at each depth. The model simulates actual evapotranspiration as a function of vegetation cover, rooting depth and soil moisture, water and nitrogen uptake by the plants, nitrogen transformations in the soil, and thereafter percolation and nitrogen leaching through the soil. The nitrogen transformations taken into account are mineralisation of two organic matter fractions (humus and crop residuals) and immobilisation. At the present state, all the inorganic nitrogen is considered as nitrate. The agricultural practices taking into account are sowing, fertilisation, irrigation, and harvesting.

STICS modules coded in FORTRAN have been re-written in C language and are fully integrated in the TNT2 architecture. Within a time step, the cell calculations begin with the input of water and nitrate, then the plant functions are performed, and the output of nitrate and water end the loop. To a certain extent, the different modules are independent and can be switched off or on, or replaced by standard values. New process modules can also be added, as the denitrification module described below.

The denitrification module is an adaptation of the NEMIS model (Henault, 1995) to a riparian wetland context (Bidois, 1999). The denitrification process is activated when the water table reaches the topsoil (20 cm depth). It is estimated as a function of a potential denitrification speed (*PDS*) considered as an intrinsic soil property and defined by the N₂O production obtained after incubation with acetylene (C₂H₂) at 20°C, in anaerobic conditions and without nitrate limitation. In our context *PDS* is estimated at 30 kgN/ha/day (Durand *et al.*, 1998). Actual denitrification speed (*ADS*) is the product of this potential denitrification and three other factors:

$$ADS = PDS * f(Residence\ time) * g(Nitrate\ concentration) * h(Temperature)$$

$$\text{with } f(Residence\ time) = 1 / ((1/Residence\ time) + 0.8) \quad \text{if } Residence\ time \leq 5 \text{ days}$$

$$= 1 \quad \text{if } Residence\ time > 5 \text{ days,}$$

$$g(Nitrate\ concentration) = Nitrate\ concentration / (Nitrate\ concentration + Km)$$

(Michaelis-Menten kinetics with $Km = 20 \text{ mgN/kg dry soil}$),

$$\text{and } h(Temperature) = h(Tref) \cdot Q_{10}^{(temperature - Tref) / 10}$$

(Arrhenius law, with $Q_{10} = 2$, $Tref = 20^\circ\text{C}$ and $h(Tref) = 1$ if $temperature \geq 10$,
and $Q_{10} = 50$, $Tref = 10^\circ\text{C}$ if $temperature < 10$).

The residence time (*Residence time*) of water in the upper soil is estimated as the ratio between total drainage porosity volume and the new water passing through these soil layers each day. When the residence time is short, the dissolved oxygen brought by the incoming water partially inhibits denitrification. This effect tends to disappear beyond a residence time of about five days (see Bidois, 1999 for details).

C.2.3.4 Catchment representation, input, output, and parameters

The hillslope drainage network is determined from the topography using the DEM. Two types of routing may be chosen: monodirectional when water goes from one cell to its lowest neighbour, or multidirectional when water goes from one cell to all of its lower neighbours in proportion of the difference in height (Beaujouan *et al.*, 2000). The river cells (i.e., the cell containing a portion of the river) have been determined using a drainage area threshold value, fixed by comparison with the actual drainage network. The water balance in the river cells is calculated like in the other cells but all the calculated outflows (overland flow, exfiltration and subsurface flow) are supposed to be drained by the river and are routed directly from the river cell to the outlet without any possible interaction with other cells. The travel time in stream is neglected.

The general functioning of the model is illustrated in Figure 53. The required data are a description of the catchment by the way of altitude, topographic gradients, drainage network, soil and regolith properties (global or distributed), agriculture practices and the hydrological model parameters T_0 and m (global or distributed) to estimate hydraulic transmissivity. Some parameter values may be estimated from field measurement, for instance soil and regolith depth and porosity, or after calibration. However, the optimal model parameter values may differ from measured values, because of the scale discrepancy between the measurement (point) and application (cell), which implies that most of the parameters at the cell scale are in fact conceptual and effective (Beven, 1996).

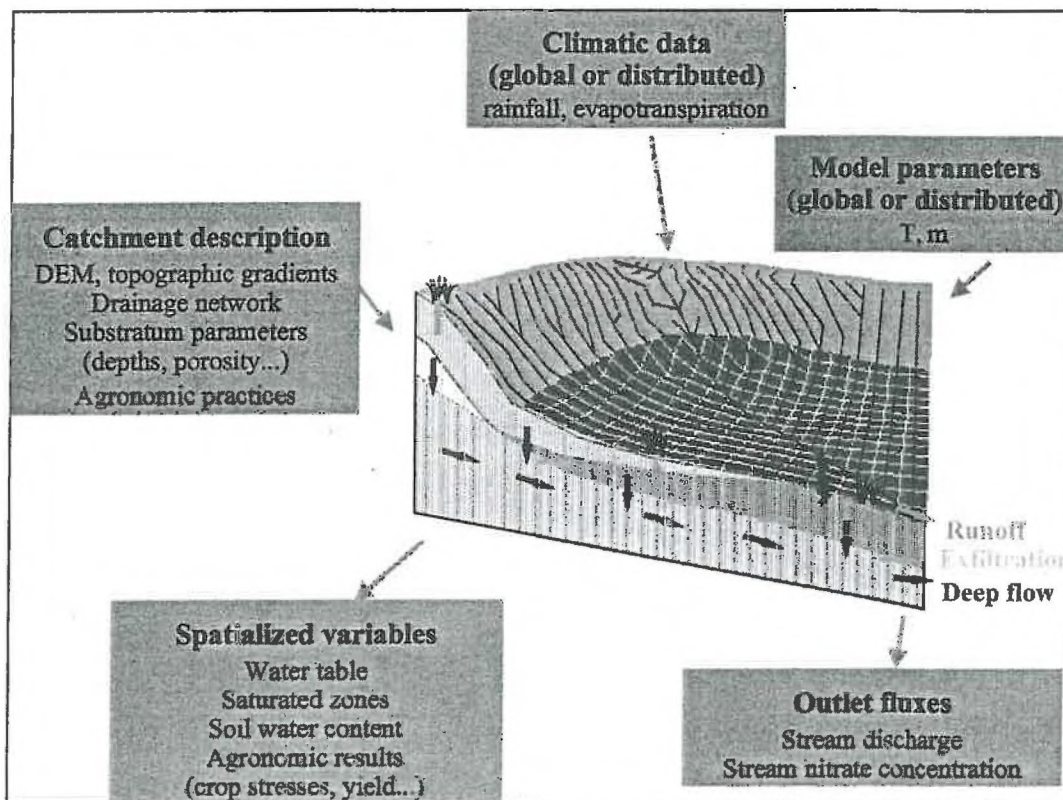


Figure 53. Diagram of the model construction on a catchment.

The crop-plant modules, in spite of their simplicity of conception, add a lot of parameters in the model, which could induce some difficulty in parameterisation, parameter identifiability and “explainability” of the model, i.e., its ability to identify and quantify the key processes in a given application. However, the major part of these parameters is crop specific, or little variable, and has been fixed independently in plot experiments. Finally, the main issue, and the major source of uncertainty, for the application of this type of model at the catchment scale, and particularly in farmland regions, is to get an accurate estimate of the N input by agriculture.

The climate data used are rainfall and estimated PET for the hydrologic module and temperature and global radiation for the nitrogen transformation modules. Two kinds of results can be obtained: global fluxes in the catchment (e.g. outlet discharge, groundwater supply, river nitrate concentration) and distributed variables (e.g. water table depth, soil water content, extension of saturated zones, agronomic results).

C.2.4. Calibration/Validation on a small catchment

The hydrological module of TNT2 has been applied to the Kervidy catchment. Substratum porosity and depth have been fixed on the basis of *a priori* knowledge (see Table 5). A manual calibration of the two other parameters (T_0 and m) on stream discharge has been conducted. Parameter values have been chosen randomly between fixed limits: from 0.01 to 0.15 m for m and from 1 to 40 m²/day for T_0 . All parameters had global values, except T_0 , which was distributed in two zones according to the soil map: hydromorphic soils had a T_0 value 10 times less than the other soils. The climate data used were obtained at the automatic weather station from 1996 to 1999.

The two calibrated parameters have a complex and interlinked effect on the simulations. The m parameter represents the depth (in water depth) at which transmissivity becomes “ e ” times less than at the surface. If m is low, preferential transfers take place just below the surface, groundwater is almost immobile and this reservoir is always quite full. The system responds very quickly to a rainy event and the recession is very fast because the river is not sufficiently fed by the downslope groundwater which does not receive much water from upslope. If m is high, groundwater transfers are important even when the water table is deep. The groundwater reservoir depletes quickly and is always low upslope, leading to less overland flow at each rain event and an overestimation of summer low flow due to a continuous supply of water to downslope cells by upslope and midslope groundwater. T_0 , transmissivity, represents the rate of the groundwater reservoir depletion. When T_0 is low, subsurface flow is reduced on the whole column and water table is high, producing a “spiky” hydrograph due to overland flow on saturated areas. Conversely, high values of T_0 lead to a continuously important subsurface runoff, a deep water table and hardly any overland flow.

The simulations were assessed quantitatively using the Nash and Sutcliffe (1970) efficiency measure E . When m is fixed, variations of T_0 induce a mean standard deviation of E of about 0.2 while the mean standard deviation of E due to variations of m is about 1.2 when T_0 is fixed. The two parameters

are linked as shown on Figure 54, where the Nash and Sutcliffe efficiency E is given for pairs of parameter values. For each value of m in the range considered, a value of T_0 can be found which will produce a reasonable fit.

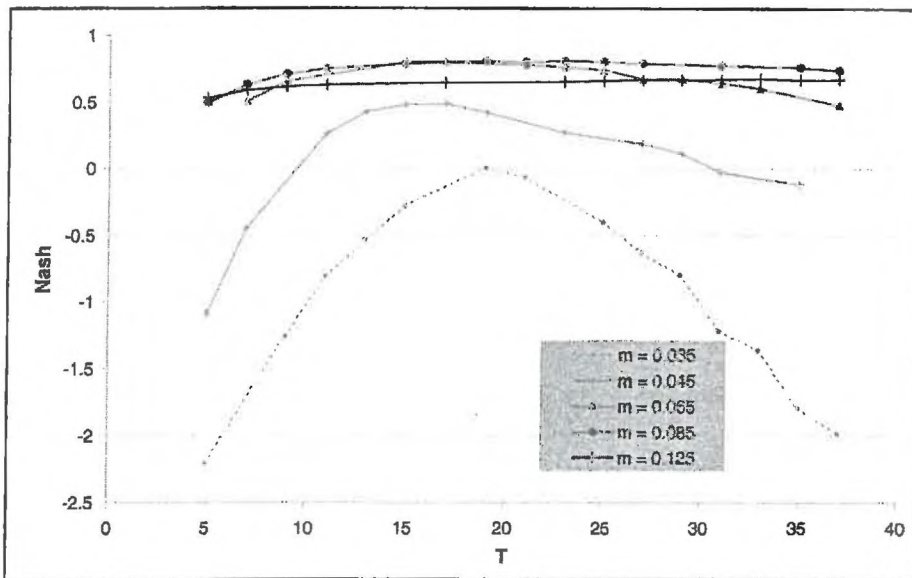


Figure 54. Nash and Sutcliffe efficiency for couples of T_0 and m .

The parameters selected following calibration against stream discharge are $m = 0.075$ m and $T_0 = 19$ m²/day to simulate both peaks and recessions. A slightly higher value of m would give a better simulation of recession just after peaks, but would overestimate discharge in summer. A solution could be to adopt a different transmissivity decrease profile, for example made of two exponential decreases instead of one, like Franks *et al.* (1998).

Validation has been conducted on the following climatic year, i.e., 1998. Simulated and measured stream discharges are represented on Figure 55. The first year on this figure (1996) is used to initialise water levels in the catchment. The second year (1997) is the calibration year with efficiency E of 0.84. The last year (1998) is a validation year with $E = 0.76$.

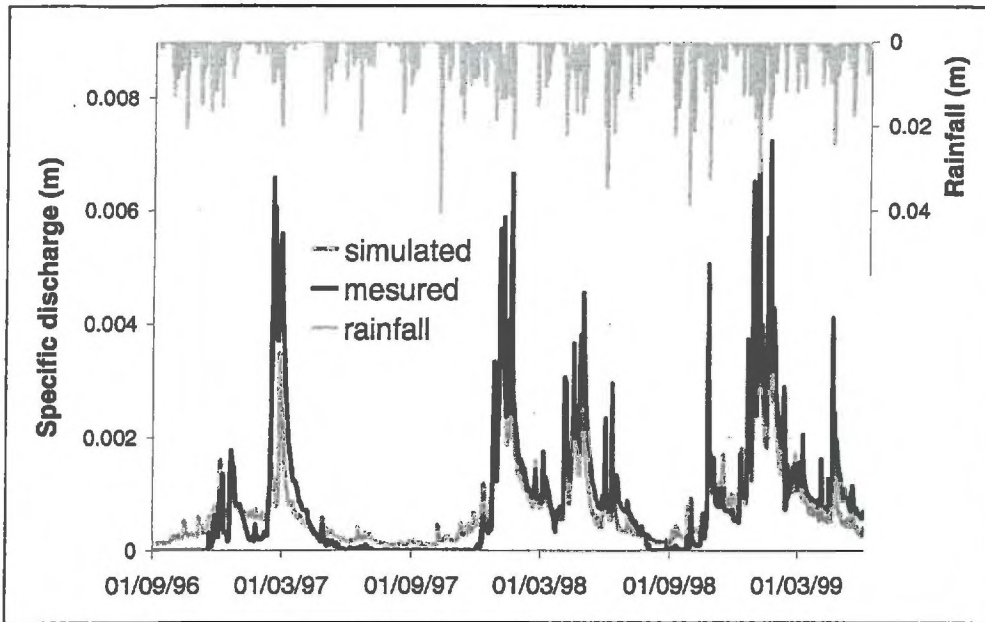


Figure 55. Measured and simulated discharge (from August 1996 to June 1999) at the outlet of the Kervidy catchment.

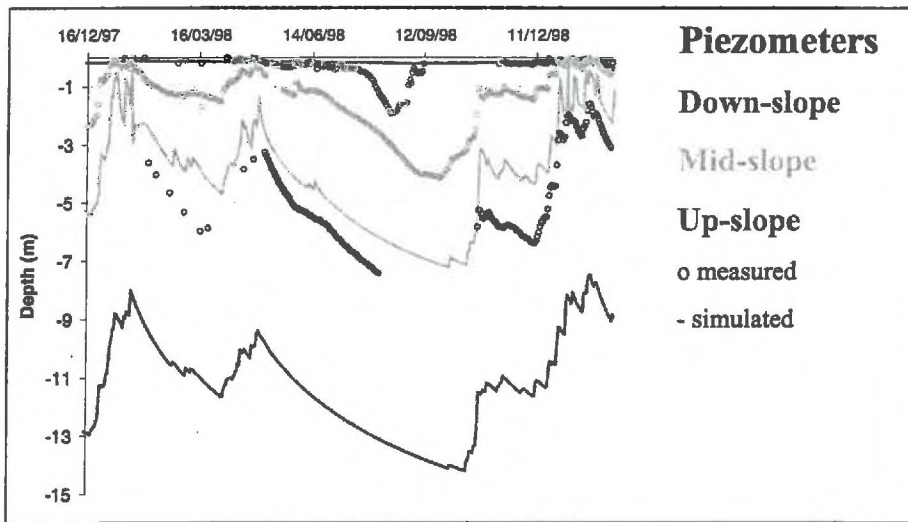


Figure 56. Measured and simulated water table for three piezometers in the Kervidy catchment.

Spatial results have been extracted from this simulation with calibrated parameters, on three points corresponding to piezometers placed in the catchment since 1997 by Molénat (1999a). Saturated deficit calculated for each cell ($Max_{gw} - Groundwater$) is converted into water table depth by considering a homogeneous drainage porosity in the whole catchment in the soil (η^d_s) and the regolith (η^d_R). Figure 56 presents the simulated and measured depth of water table. Water table gradient and dynamics are quite well simulated on each point of the transect, except on the downslope piezometer where the model simulates hardly any variation. On the two other points, water table is simulated too deep but with good dynamics and gradient along the transect. The calibration phase seem to have lead

to too high a transmissivity which could be the cause of the too deep water table simulated up-slope: a value of 1 or 10 m²/day instead of 19 m²/day would give a better estimation of the respectively up-slope or mid-slope water table depth. A lower value of the m parameter, about 0.05 m, on the two up-slope piezometers, have given a better simulation of water table too. Uncertainties on the local drainage porosity, soil and regolith depths, altitude or geographic position of each piezometer on the DEM could lead to important errors on water table depth even if saturation deficit was well estimated (Lamb *et al.*, 1997).

The drying out of the river in summer was not well simulated, maybe due to:

- the fact that all fluxes are supposed to contribute to the stream discharge in river cells whereas there could be deep subsurface fluxes that are not measured at the outlet
- a too high value of m .
- an inadequate recession law, due to the exponential decrease of T with depth (Ambroise *et al.*, 1996; Franks *et al.*, 1998)

It is likely that a better prediction of the low flow could be obtained by adjusting the parameters for the cells close to the river. This would be a mere fitting exercise, unless it is justified by further field investigations in this zone.

C.2.5. Application: effect of catchment morphology on denitrification

Catchment geomorphology is supposed to have an important effect on nitrogen transformation rates, for example by affecting the pattern of water and nitrogen pathways or the extension of the saturated zones, whose importance in nitrogen retention has often been demonstrated (e.g. Haycock *et al.*, 1993). Nevertheless, it is difficult to assess the effect of geomorphology by comparing contrasted catchments because many other parameters are likely to vary. That is the reason why we chose to apply the model on theoretical catchments contrasted with respect to geomorphology but identical in all other aspects. To facilitate the interpretation of results, denitrification was the only nitrogen transformation incorporated in the model for this study. The effect of nitrogen uptake by crops have been studied in Beaujouan *et al.*, 2001.

C.2.5.1 Theoretical catchments

Simulations are conducted on square theoretical catchments of 400 square cells 40 meters wide, i.e., a total area of 64 ha (Figure 57). The elevation range is 26 m. Two slope profiles were chosen: one features a wide valley bottom, called 'concave', the other features a narrow valley bottom and an extended plateau, called 'convex'. These slope profiles were used to generate a catchment, either by rotation around the lowest point to form a headwater catchment, called 'convergent', or by translation to obtain a regular hillslope, called 'parallel'. This constitutes four geomorphological types of catchments, called in the following text: Cc, Cv, Pc, Pv, with C standing for convergent, P for parallel,

c for concave, and v for convex. These catchments can be seen as stereotypes of the relief elements of a temperate area on crystalline bedrock (Ruiz *et al.*, 2000).

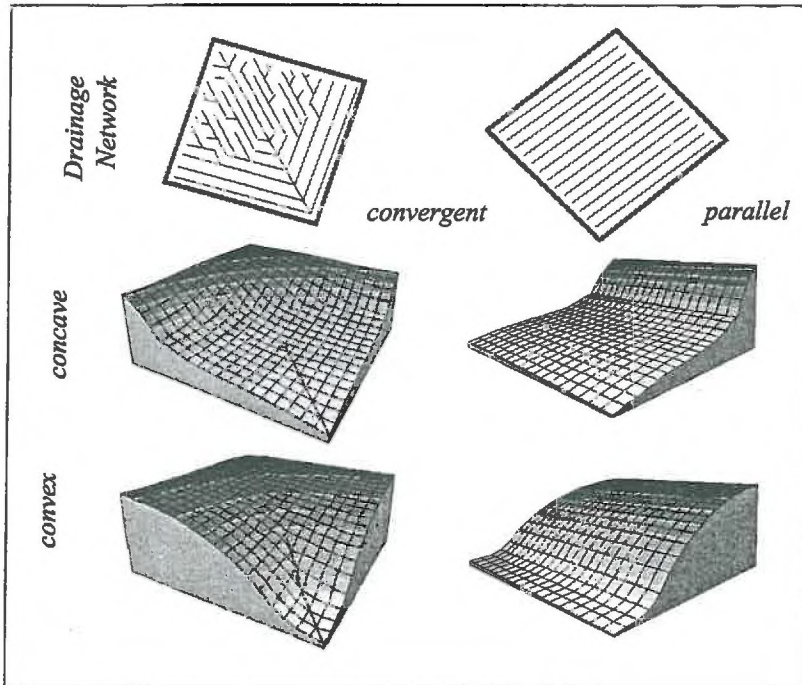


Figure 57. Theoretical catchments.

C.2.5.2 Simulations

The soil of the theoretical catchments was considered as being homogeneous and having the mean properties given in Table 6.

Nitrogen is introduced to the catchment as nitrate. Groundwater concentration is initialised at 100 mgNO₃/l, and 400 kgN-NO₃/ha are introduced into the surface soil layer every year in August to simulate potentially leached nitrogen. These high levels correspond actually to the current observations in the Kervidy catchment.

Simulations are run on three series of three years (1/8/94 to 30/6/97) with contrasted climate.

Parameter	<i>SD</i>	<i>RD</i>	η^d_s	η^r_s	η^d_R	η^r_R	T_0	<i>m</i>
Chosen value	1.2 m	5 m	25%	25%	25%	25%	10 m ² /day	0.1 m

Table 6. Parameters values (simulations on theoretical catchments)

C.2.5.3 Results

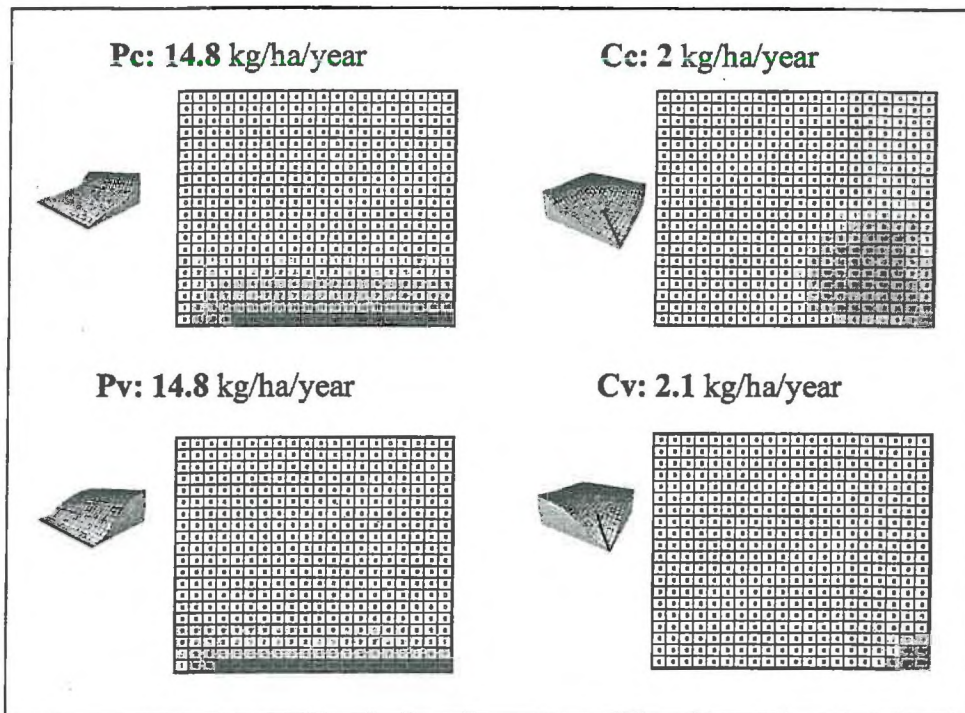


Figure 58. Maps of denitrification rates. Denitrification area is coloured in grey (low rates: light grey; high rates: dark grey).

Maps of Figure 58 show that the extent of the denitrification area depends on geomorphology:

- the spatial extent of the denitrification area (where denitrification occurs at least once during the simulation period) was more important for concave than for convex catchments. It represented 25 or 30% of the basin surface for Cc and Pc against a maximum of 5 or 15% for Cv and Pv
- the temporal variation in the denitrification process was more important in the downslope cells, and denitrification occurred more often for convex basins in these downslope cells. Steeper slopes in hillslopes of Cv and Pv allowed more subsurface runoff and also more saturation downslope, whereas the lower slopes of Pc and Cc allowed more storage within these hillslopes and also less saturation downslope.

During dry or normal climatic years, the denitrification area had about the same potential extent for the two slope profiles, but denitrification occurred more often in the narrow valley basins because downslope cells are more fed by midslope cells. During wet winters however, the potential denitrification area was more extended in catchments where the valley is wide. These two opposite tendencies led to a comparable rate of denitrification in convex or concave catchments: 14.8 kgN-NO₃/ha/year for the two parallel catchments and about 2 kgN-NO₃/ha/year for the two convergent ones.

Denitrification was higher in the parallel than in the convergent catchments. This was essentially due to the extent of the convergence area, leading to a different number of downslope cells: about 2 and 5% of the surface for the convergent and parallel basins, respectively, where denitrification occurred on more than 50 days/year.

Little difference was due to nitrate concentration, which was similar in all catchments at the same period and was responsible of a decrease of about 80% of the denitrification rate compared to the potential denitrification. Residence time was, on the other hand, responsible for a significant difference in denitrification rates. The topographic gradient of convergent downslope cells was slightly greater than that of parallel basin, leading to more important subsurface fluxes and then to lower residence time in downslope cells. Moreover, because all the catchments covered the same area, concave and convergent basins had proportionally more important alimentation areas and also more important incoming upslope fluxes and therefore lower residence time.

C.2.5.4 Discussion

This application illustrates the ability of the hydrological module of TNT2 to take spatial interactions into account and to be coupled with nitrogen transfer and transformation modules. It is also a numerical exercise to see whether the topographical information could be useful to estimate wetland denitrification potential, in the same way that it is used to predict the spatial distribution of the saturated areas, by the way of topographic indexes. The results suggest that the definition of such indexes for denitrification potential is probably difficult. These results are provisional and speculative, even if simulated denitrified quantities of 2 to 15 kgN-NO₃/ha/year for an input of 400 kgN-NO₃/ha/year (i.e. 0.5 to 3.8%) do not seem unreasonable.

C.2.6. Conclusion

A new distributed hydrological model has been developed under the constraint of being fully compatible with nitrogen transfer and transformation modules to study the role of spatial interactions on nitrogen fluxes in catchments with shallow impermeable bedrock. A first validation has been conducted on stream discharge and some piezometer data, which highlight the importance of basing calibration and validation both on spatially distributed data and on data at the outlet, especially when spatial processes need to be represented or when spatial results are expected. Further testing and comparison with other models is required to assess the uncertainty generated by the simplifying assumptions and by the size of the time and space division.

The application to the study of denitrification/geomorphology relationship illustrates the potential interest of the model for nitrogen transfer simulation. In the same way as hillslope hydrology has provided new insights for catchment hydrology, taking into account the distribution of the biogeochemical processes along the slope improves our understanding and capacity of prediction of solute transfer in catchments. The model described here try to find a solution halfway between the

aggregative models, which are not adapted to such an approach, and the mechanistic models, which are often difficult to apply and to substantiate, given the usual amount of field data available.

The modelling approach presented here is driven by a well-defined and limited objective. The temptation of the model developers has sometimes been to build *the* model that can be applied everywhere and can answer every questions. We believe that a lot of misuses and misunderstanding could be avoided if the quality and interest of a particular model were not only assessed intrinsically, but rather by its degree of adequacy with its objectives.

C.2.7. Acknowledgements

The first author PhD was founded by Region Bretagne. We are grateful to T. Bouedo, H. Squividant and Y. Hannot, for the computing development of the model, and to J. Molénat for data on the experimental catchment.

C.2.8. Bibliography

- Ambroise B, Beven K and Freer J. 1996. Towards a generalisation of the TOPMODEL concepts: topographic indices of hydrological similarity. *Water Resources Research* 32(7): 2135-2145.
- Ball J and Trudgill ST. 1995. Overview of solute modelling. In: *Solute modelling in catchment systems*, Trudgill ST (ed). John Wiley; 3-56.
- Beaujouan V, Arousseau P, Durand P, Squividant H and Ruiz L. 2000. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. *Revue Internationale de Géomatique* 10(1): 39-60.
- Beaujouan V, Durand P and Ruiz L. 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling, in press*.
- Beven KJ and Kirkby MJ. 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24(1): 43-69.
- Beven KJ. 1996. A discussion of distributed modelling. In: *Distributed Hydrological Modelling*, Refsgaard J-C and Abbott MB (eds). Kluwer Academic Publishers: Dordrecht; 255-278.
- Bidois J. 1999. *Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux: expérimentation et modélisation*. PhD Thesis, Université Rennes 1: Rennes; 214.
- Birkinshaw SJ and Ewen J. 2000a. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment transport modelling. *Journal of Hydrology* 230: 1-17.
- Birkinshaw SJ and Ewen J. 2000b. Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using SHETRAN. *Journal of Hydrology* 230: 18-33.
- Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoullaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Durr C, Richard G, Beaudoin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet J-M, Meynard J-M and Delécolle R. 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18: 311-346.
- Burns IG. 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Journal of Soil Science* 25: 165-178.
- Cheverry C (ed), 1998. *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Science Update: Paris; 300.
- Crave A and Gascuel-Oudou C. 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes* 11: 203-210.
- Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudou C, Mérot P, Walter C and Taha A. 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 50: 127-142.

- Durand P and Juan Torres JL. 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology* **181**: 1-22.
- Durand P, Hénault C, Bidois J and Trolard F. 1998. La dénitrification en zone humide de fonds de vallée. In: *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Cheverry C (ed). Science Update; 223-231.
- Frankenberger JR, Brooks ES, Walter MT, Walter MK and Steenhuis TS. 1999. A GIS-based variable source area hydrology model. *Hydrological Processes* **13**: 805-822.
- Franks SW, Gineste P, Beven KJ and Mérot P. 1998. On constraining the predictions of a distributed model: the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. *Water Resources Research* **34**(4): 787-797.
- Grayson RB, Moore ID and McMahon TA. 1992. Physically based hydrologic modeling. 2. Is the concept realistic? *Water Resources Research* **28**(10): 2659-2666.
- Haycock NE, Pinay G and Walker C. 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio* **22**(6): 340-346.
- Hénault C. 1995. *Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel*. PhD Thesis, ENSA: Montpellier; 132.
- Johnes PJ. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology* **183**: 323-349.
- Lamb R, Beven K and Myrabo S. 1997. Discharge and water table predictions using a generalized TOPMODEL formulation. *Hydrological Processes* **11**: 1145-1167.
- Mérot P. 2000. Eau et agriculture en Bretagne : bilan d'une politique incitative de maîtrise de la qualité des eaux. In: Jones JAA, Gilman K, Jigorel A and Griffin J (eds), *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*. British hydrological society: Aberystwyth; 319-326.
- Molénat J. 1999a. *Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation*. PhD Thesis, Université de Rennes 1; 272.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C and Durand P. 1999b. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and cross-spectral analysis of time series. *Journal of Hydrology* **222**: 152-164.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C and Durand P. 2000. Spectral and cross-spectral analysis of three hydrological systems. *Physics and Chemistry of the Earth* **25**(4): 391-397.
- Nash JE and Sutcliffe JV. 1970. River flow forecasting through conceptual models 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* **10**(282-290).
- Refsgaard JC, Thorsen M, Jensen JB, Kleeschulte S and Hansen S. 1999. Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* **221**: 117-140.
- Ruiz L, Arousseau P, Baudry J, Beaujouan V, Cellier P, Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudou C, Leterme P, Peyraud JL, Thenail C and Walter C. 2000 (in press). Conception de bassins versants virtuels : un outil pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote dans les bassins versants. In: *Comptes rendus de l'AIP ECOSPACE*, INRA (ed): Paris.
- Van Herpe Y, Troch PA, Callewier L and Quinn PF. 1998. Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. *Environmental Pollution* **102**: 569-577.
- Whitehead PG, Wilson EJ and Butterfield D. 1998. A semi distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I -model structure and process equations. *The Science of the Total Environment* **210/211**: 547-558.
- Wigmosta MS, Vail LW and Lettenmaier DP. 1994. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water Resources Research* **30**(6): 1665-1679.
- Wigmosta MS and Lettenmaier DP. 1999. A comparison of simplified methods for routing topographically driven subsurface flow. *Water Resources Research* **35**(1): 255-264.
- Worrall F and Burt TP. 1999. The impact of land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology* **221**: 75-90.

C.3. Discussion

Cette application montre d'une part la capacité de la deuxième version de TNT à simuler des interactions à la fois entre l'amont et l'aval du bassin versant et entre les différents compartiments hydriques (nappe et eau immobile), et à prendre en compte les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants. La compartimentation en une double porosité permet de simuler les échanges entre la nappe et le sol au sein même de la maille, et ainsi de s'affranchir des inconvénients de décalage spatial et temporel liés au couplage de la version précédente. De plus la porosité de rétention permet un stockage de l'azote dans la zone de battement de nappe. D'autre part, cette application permet de tester l'intégration d'un module de transformation d'azote dans la structure même de TNT.

Les simulations effectuées restent toutefois un exercice numérique, permettant de montrer la pertinence de l'utilisation de la topographie pour étudier non seulement la localisation des zones humides, mais aussi leur potentialité de dénitrification. Les résultats obtenus concernant la quantification de la dénitrification sont provisoires et spéculatifs, même si les quantités dénitrifiées simulées, de 2 à 15 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ en moyenne sur le bassin (soit 0.5 à 3.8% des apports), et de 50 gN.m².an⁻¹ (soit 5% de la vitesse potentielle) pour la maille la plus dénitrifiante, semblent faibles mais ne sont toutefois pas aberrantes (Bidois, 1999).

La comparaison des différentes formes de bassins (profils de pente et réseau de drainage) demande toutefois un approfondissement de la caractérisation de leur géomorphologie. En effet, le fait de considérer des bassins de taille identique conduit, pour les différentes vallées considérées, à prendre en compte des versants d'alimentation plus étendus pour les vallées étroites que pour les vallées larges par exemple. Ainsi, les différences entre les bassins construits ne proviennent pas seulement du type de réseau de drainage ou de la largeur de la vallée, mais aussi de la longueur du versant qui alimente la vallée, qui semble par ailleurs liées dans les bassins versants naturels (Aurousseau, communication personnelle).

On peut envisager, quand le modèle sera complété et validé, de l'utiliser pour établir des diagnostics rapides de sensibilité des bassins versants réels selon leur géomorphologie. On pourra ainsi chercher à expliquer ce que les indices topographiques, utilisés par ailleurs pour caractériser le comportement hydrologique des bassins, ne peuvent suffire à expliquer du point de vue géochimique (Ruiz *et al.*, 2000). Les simulations effectuées sur des bassins versants simplifiés pourront être un premier pas dans l'élaboration de lois et d'indices, afin de chercher des critères de diagnostic et de classement des bassins versants réels, à partir des MNT par exemple.

D. Conclusion

Les différentes étapes du développement de TNT ont permis de prendre en compte les différentes hypothèses que nous voulions tester, à savoir :

- des échanges d'eau et d'azote entre l'amont et l'aval du versant et entre la nappe et le sol ;
- l'influence de la morphologie des bassins versants et de la localisation des cultures ;
- l'existence de différents temps de transfert au sein du bassin.

Les deux versions du module hydrologique développé ont été calibrées et partiellement validées sur le bassin versant de Kervidy, à la fois sur des chroniques de débit à l'exutoire et sur les hauteurs de nappe en plusieurs points du bassin.

Les trois grandes applications présentées dans ce mémoire permettent d'envisager de répondre avec le modèle développé, aux 3 questions posées au début de ce mémoire, à savoir :

- les pertes de nitrates sous les cultures peuvent-elles être minimisées par une organisation spatiale des pratiques agricoles à l'échelle des bassins versants ?
- peut-on, et comment, évaluer l'inertie des hydrosystèmes, c'est à dire leur vitesse d'évolution suite à un changement important ?
- quelles sont les potentialités épuratrices des milieux naturels, notamment grâce aux zones humides, dont les capacités de rétention d'azote sont reconnues (Bidois, 1999) ?

Les valeurs obtenues, même si elles sont relatives au contexte des simulations, suggèrent que ce n'est pas l'épuration qui va permettre de régler les problèmes d'excédents de l'agriculture bretonne. Elles permettent juste d'éliminer une partie de l'azote en excédent, qui correspond quantitativement aux pertes incompressibles évoquées par Mariotti (1998). La solution doit passer par un changement du modèle agricole, avec une diminution globale des intrants, une meilleure maîtrise des pollutions...

CHAPITRE 4
CONCLUSION :
LIMITES DU MODÈLE
ET
PERSPECTIVES

Ch 4. Conclusion : limites du modèle et perspectives

Nous avons développé un nouveau modèle hydrologique, dans le but d'y intégrer la modélisation des transferts et transformations d'azote, à l'échelle du bassin versant. Le développement de ce nouveau modèle est motivé par le fait que les modèles existants ne permettent pas de prendre en compte une des hypothèses principales de fonctionnement des bassins versants que nous avons émise, à savoir l'existence d'interactions spatiales au sein du bassin versant (par des échanges entre la nappe et le sol localement, et entre l'amont et l'aval au sein des versants).

Nous avons fait les choix méthodologiques suivants (chapitre 2) :

- nous avons adopté une modélisation distribuée, de façon à pouvoir, d'une part, prendre en compte la variabilité spatiale des paramètres ainsi que des entrées du modèle (propriétés du sol, topographie, fertilisation azotée des cultures, occupation du sol...), et d'autre part, simuler des variables distribuées (profondeur de la nappe, concentration en nitrate de la solution du sol...), ce qui permet de décrire en 3D les chemins de l'eau et des nitrates dans le bassin versant ;
- nous avons repris l'hypothèse que les écoulements sont majoritairement contrôlés par la topographie, et plus précisément que les gradients hydrauliques peuvent être estimés à partir de gradients topographiques (Beven et Kirkby, 1979) ;
- nous avons gardé une autre hypothèse de TOPMODEL, à savoir que la conductivité du sol et du sous-sol décroît avec la profondeur ;
- nous avons compartimenté les mailles en plusieurs réservoirs, en fonction du matériau (sol/sous-sol) et de la fonctionnalité des réservoirs pour les transferts et stockage d'eau et d'azote (réserve utilisable par les plantes, porosité de rétention et de drainage).

Les résultats de différentes applications, au fur et à mesure du développement du modèle, ont permis de montrer l'aptitude de TNT à répondre aux questions posées (chapitre 3). Ces résultats permettent ainsi d'envisager l'utilisation de TNT à l'échelle du bassin versant, pour l'étude des interactions entre milieu physique et pollution diffuse d'origine agricole.

La modélisation des flux d'eau et d'azote à l'échelle du bassin versant à partir du modèle que nous avons développé est cependant sujette à des critiques d'ordre méthodologique, conceptuel et de validation que nous allons développer.

A. Modélisation distribuée

Nous avons choisi de mettre en œuvre un modèle distribué, qui nous permet :

- de prendre en compte des entrées spatialisées, notamment celles liées aux pratiques agricoles, plus précisément à la localisation du type de culture et de la fertilisation ;
- de suivre les chemins de l'eau le long des versants, pour prendre en compte d'éventuelles interactions amont - aval ;
- de simuler des variables internes au bassin, par exemple l'humidité du sol, la profondeur de la nappe, ou la teneur en azote du sol ;
- de prendre en compte des processus localisés dans le bassin, comme la dénitrification ou le ruissellement sur surfaces saturées ;
- de simuler un effet de dispersion/diffusion des solutés grâce à la discrétisation en couches de porosité de rétention et en mailles.

Nous sommes cependant conscients des problèmes et limites des modèles et de la modélisation distribués, discutés par de nombreux auteurs, notamment Grayson *et al.* (1992) et Beven (1996). Certains auteurs (Kauark-Leite, 1990 ; Beven, 1996 ; Storm et Refsgaard, 1996 ; Bergström et Graham, 1998) arrivent à la conclusion que les modèles distribués à base physique sont finalement des modèles conceptuels, avec le désavantage d'avoir de nombreux paramètres à caler.

Passons en revue les principales critiques soulevées et la façon dont nous avons tenté de nous en affranchir :

- ces modèles sont lourds à élaborer et à vérifier, et les erreurs de calcul sont fréquentes.

Nous avons d'une part cherché à représenter les processus de la manière la plus simple possible. Le choix d'une approche conceptuelle simple, sans schéma de résolution numérique, permet de limiter les lourdeurs et le risque d'erreurs.

D'autre part, nous avons développé le modèle en langage C, de façon modulaire, en veillant à optimiser au maximum la gestion de l'espace mémoire et en vérifiant pas à pas les erreurs de calcul probables ;

- ils sont souvent sur-paramétrés, par rapport à la quantité d'information disponible pour identifier ces paramètres. Même si cette quantité d'information croît grâce au développement des techniques d'estimation des paramètres (par des mesures de terrain, la télédétection, le traitement d'images, la géostatistique, l'utilisation des MNT et des SIG...) elle reste toujours incomplète.

Nous avons choisi de limiter le nombre de paramètres du module hydrologique au maximum, en utilisant des paramètres ayant une réalité physique, avec les hypothèses de contrôle des écoulements par la topographie et la description des compartiments par exemple. Il faut cependant garder à l'esprit la question de la qualité des données, souvent plus délicate pour les données spatiales que pour les

données ponctuelles : la qualité du MNT utilisé par exemple doit être contrôlée. Enfin, les processus modélisés à l'échelle de la maille mettent en jeu des paramètres effectifs. Ceux-ci ne correspondent pas toujours aux mesures ponctuelles effectuées (par exemple la conductivité mesurée ne prend pas en compte d'éventuels chemins préférentiels). Ils présentent de plus une forte variabilité spatiale. Dans notre cas, il nous semble que la prise en compte de grandes zones homogènes, en combinant réalisme physique des paramètres et calage du modèle permet de s'affranchir en partie de ces limites ;

- la discrétisation en mailles carrées régulières nécessite la détermination du réseau de drainage entre les mailles, ce qui implique un choix de conceptualisation des trajets de l'eau.

Nous avons discuté ce problème de détermination du réseau de drainage et de ses conséquences dans le paragraphe D du chapitre 2, en utilisant deux modes d'extraction du réseau de drainage : mono et multidirectionnel. Les résultats spatiaux du modèle dépendent de la méthode, qui doit être choisie en fonction des objectifs de la modélisation pour minimiser les artefacts. Aucune ne permet cependant de s'affranchir totalement des erreurs liées au maillage ;

- la discrétisation, que ce soit en mailles ou en couches, induit un effet de dispersion, pour partie volontaire, dû au mélange réalisé dans chaque compartiment à chaque pas de temps.

L'effet de la discrétisation sur la dispersion est complexe, d'autant plus que la taille des mailles, l'épaisseur des couches et la longueur du pas de temps se combinent. Globalement, plus le nombre de compartiments (couches et mailles) est important et moins le nombre de pas de temps est grand, plus la dispersion est faible. Le nombre de pas de temps nécessaire pour faire transiter complètement le signal d'entrée, qui dépend de la taille du réservoir et de la quantité d'eau arrivant à chaque pas de temps, est l'élément le plus déterminant de la dispersion.

Cet artefact généré par la discrétisation nécessitera donc une analyse de sensibilité du modèle à la taille des mailles, à l'épaisseur des couches et au pas de temps ;

- la pertinence de la maille, entité arbitraire dans le cas d'un maillage carré régulier, en tant qu'unité conceptuelle pour la formulation des phénomènes est discutable. De même, la question se pose de la représentativité de l'agrégation des processus simulés pour chaque maille pour obtenir des résultats à l'échelle du bassin versant.

C'est pourquoi nous ne cherchons pas, du moins dans l'état actuel du modèle, à reproduire et interpréter des phénomènes localisés précisément, mais plutôt les tendances importantes des systèmes.

Il nous semble que les différents choix que nous avons faits permettent de limiter au minimum les effets négatifs de la discrétisation. Ce type de modélisation nous paraît alors acceptable, si l'on accepte de restreindre l'interprétation aux tendances plutôt que de chercher une simulation des phénomènes précise dans l'espace et dans le temps.

Le découpage des bassins versants en mailles carrées régulières soulève un autre problème : celui de la prise en compte des structures linéaires, telles que le réseau hydrographique, les fossés, les haies... (Carluer, 1998).

Nous avons choisi, pour l'instant, de négliger l'effet des haies et des réseaux de fossés. On peut envisager cependant leur prise en compte en se basant sur les connaissances actuelles. L'effet des haies sur la géométrie des écoulements superficiels, à partir d'un maillage carré, a été modélisé par Zhang (1995). Leur effet sur les écoulements profonds est par contre moins connu (Caubel-Forget, 2001). On peut dans un premier temps envisager de prendre en compte un effet global des haies à l'échelle de la maille, en supposant par exemple que les mailles pour lesquelles on note la présence d'une haie entraîneront une évapotranspiration plus importante que les autres mailles. Il faut toutefois garder à l'esprit que leur description nécessite des observations fines et une quantité importante d'informations alourdissant la mise en œuvre du modèle (Carluer, 1998).

En ce qui concerne la rivière, étant donnée la taille des bassins versants d'application, nous avons négligé d'une part la largeur et la profondeur des canaux, et donc leur volume, et d'autre part la vitesse de transfert et les transformations qui peuvent s'y produire. En effet, au pas de temps journalier, on peut estimer que le temps de transfert dans le réseau hydrographique est négligeable si la longueur du réseau est inférieure à une dizaine de kilomètres. De même, comme par exemple pour le bassin versant de Naizin, on peut estimer que les transformations d'azote dans la rivière sont négligeables par rapport aux transformations dans les versants.

Nous avons choisi de prendre en compte la rivière comme un réseau linéaire qui traverse les mailles dont l'aire drainée est supérieure à un seuil (§ B.3.1 du chapitre 2). On pourrait envisager une discrétisation non régulière, qui prenne en compte ces structures linéaires (Grayson *et al.*, 1992 ; Carluer, 1998) ou la description du réseau hydrographique indépendamment du type de description des versants. Dans le modèle SHE par exemple (Abbott *et al.*, 1986a) le réseau est décrit de façon plus fine que le versant découpé en mailles carrées régulières ; dans INCA (Whitehead *et al.*, 1998a) les transferts dans le réseau sont simulés indépendamment des transferts dans les versants.

B. Gradient topographique

L'utilisation du gradient topographique pour estimer le gradient hydraulique est remise en cause par Jordan (1994) ; Molénat (1999) ou Gascuel-Oudou et Molénat (2000), notamment à cause :

- d'une mauvaise correspondance entre les gradients observés et le gradient topographique ;
- de la variation temporelle du gradient hydraulique observé, alors que le gradient topographique est constant ;
- de l'absence de prise en compte des écoulements préférentiels déconnectés de la topographie (en surface : fossés, haies, dans le sol : macropores, drains, en profondeur : failles) ;
- d'un manque de contrôle de l'amont : le gradient topographique aval ne tient pas compte d'un gradient existant à l'amont ;
- d'un manque de contrôle par l'aval, notamment par le niveau d'eau dans la rivière ;
- de l'absence de prise en compte d'une remontée de la nappe profonde.

Des résultats positifs ont cependant été obtenus en Bretagne par Bruneau (1992) ; Crave et Gascuel-Oudou (1997) ; Gineste (1998) ; Franks *et al.* (1998) et Carlier (1998). Dans le cas de nos simulations, nous avons pu constater que le déficit hydrique calculé est toujours décroissant de l'amont vers l'aval du versant, en accord avec la topographie. Le contrôle amont est pris en compte par la description explicite des chemins de l'eau.

La profondeur de la nappe estimée calculée à partir du déficit hydrique simulé et de la porosité estimée reproduit parfois une inversion du pendage du toit de la nappe lorsque la pente est plus forte dans le versant qu'à l'amont (voir par exemple la **Figure 51** pour le transect de Guériniec). L'utilisation du gradient topographique constant permet cependant de maintenir des écoulements de l'amont vers l'aval. Globalement, au vu de nos simulations, même si les profondeurs de nappe simulées présentent quelques erreurs, on peut considérer que le gradient topographique permet, de façon simple, de reproduire une dynamique de la nappe satisfaisante.

Une solution pour s'affranchir des erreurs liées au gradient topographique pourrait être l'utilisation d'un gradient «vrai», calculé à chaque pas de temps à partir des valeurs de profondeur de nappe simulée pour s'affranchir du gradient topographique, et permettre de simuler un contrôle par l'aval, mais cela nécessite :

- une bonne estimation de la profondeur de la nappe en fonction du déficit hydrique, i.e., une bonne estimation de la porosité ;
- un changement de l'algorithme, avec recalcul du réseau de drainage à chaque pas de temps, avec le risque d'avoir des réseaux non cohérents (zones d'accumulation, non-connectivité...) et une augmentation du temps de calcul.

Cette solution pourrait finalement aboutir à une mise en œuvre plus complexe et pas forcément plus représentative de la réalité, si les paramètres de porosité par exemple sont mal estimés. Elle serait par ailleurs peu justifiée par rapport à l'utilisation d'un modèle de nappe plus physique, tel que MODFLOW, utilisé par Molénat (1999). Une comparaison des simulations par MODFLOW et par TNT de certaines variables sensibles à la description du gradient hydraulique (telles que l'extension dynamique des zones saturée ou des zones d'interaction ; de la direction et le sens des flux...) permettrait d'approfondir dans un premier temps la remise en cause du gradient topographique ou de mieux justifier son utilisation.

C. Validation spatiale et validation des hypothèses

Nous avons présenté dans le chapitre 3 des éléments de validation hydrologique sur des données spatialisées. Il apparaît actuellement, dans plusieurs domaines faisant appel à la modélisation de phénomènes spatiaux, la nécessité de valider spatialement des modèles (Rykiel, 1996). Turner *et al.* (1989) justifie l'utilisation de la validation spatiale pour les modèles de simulation en écologie, et font une revue des méthodes simples et complexes de comparaison spatiale, applicables à des données en matrice (format raster par exemple). Une utilisation des tables de contingence est présentée par Thompson *et al.* (1997).

Wigmosta et Burges (1997) justifient l'utilisation de données spatiales pour informer, calibrer et valider les modèles hydrologiques. Gineste (1998) justifie la validation spatiale de TOPMODEL par le fait que le débit à l'exutoire ne suffit pas à calibrer les paramètres, car plusieurs jeux de paramètres peuvent donner des résultats identiques à l'exutoire, alors que les phénomènes internes au bassin versant sont différents. Il soulève par ailleurs (Gineste, 1999) le problème du manque d'efforts pour valider les simulations du fonctionnement hydrologique interne à un bassin, qui vient en partie du fait que les mesures conventionnelles sont essentiellement ponctuelles. Il propose alors d'utiliser les données radar de mesure de l'humidité du sol pour d'une part améliorer l'apprentissage de TOPMODEL, et d'autre part pour valider TOPMODEL sur la base de l'extension spatiale des zones saturées. De même, Moeremans et Dautrebande (1999) utilisent les données radar pour calibrer et/ou valider la composante "humidité des couches superficielles des sols" des modèles hydrologiques EPIC-GRID et MIKE11. Ewen et Parkin (1996) présentent des méthodes de validation de modèles pour prédire l'impact d'un changement d'occupation du sol ou du climat. Leur méthodologie générale permet d'obtenir des intervalles de confiance des différentes variables simulées. Un test sur un petit bassin par Parkin *et al.* (1996) montre que cette méthodologie fournit bien une aide à la validation.

Des données ponctuelles sont parfois utilisées pour valider des modèles hydrologiques. Molénat (1999) par exemple utilise des mesures de hauteur de nappe dans des piézomètres répartis selon trois transects dans le bassin versant de Kervidy pour vérifier les résultats de simulations avec MODFLOW. Il compare alors une à une les chroniques de hauteur d'eau simulées et observées en ces points, et généralise au comportement général du bassin versant. Une petite analyse de sensibilité à la géométrie des altérites lui permet de constater que les résultats à l'exutoire du bassin n'y sont pas sensibles, alors que les phénomènes dans les versants le sont. De même, Jordan (1994) utilise des données ponctuelles obtenues par des piézomètres pour comparer les hauteurs de nappe et l'indice topographique. En zone montagneuse, il montre que le lien n'est pas évident, excepté dans les zones à fort indice.

Nous pensons que, dans notre cas, avec une modélisation conceptuelle, il n'est ni nécessaire ni justifié de valider spatialement de manière précise la profondeur de la nappe en tout point par exemple, mais qu'il est suffisant de bien représenter les grandes tendances. En effet, la recherche d'une reproduction

«exacte» de l'ensemble du fonctionnement du bassin versant nécessiterait de bien caractériser tout le milieu (géométrie des altérites, valeurs de la porosité...), ce qui est quasiment impossible à réaliser (Lamb *et al.*, 1998). La validation spatiale à partir de mesures ponctuelles peut alors être envisagée dans notre cas pour vérifier globalement le bon fonctionnement du modèle, sans pour autant chercher à reproduire toutes les variables internes au bassin versant. Une autre voie intéressante serait de comparer globalement la forme et la dynamique des zones saturées simulées et observées, comme Gineste (1998), sans chercher une correspondance précise en chaque point du bassin.

Enfin, il semble utopique de valider l'ensemble des processus simulés à l'échelle du bassin versant (Durand *et al.*, 1999b). On peut envisager une validation, d'une part des hypothèses de fonctionnement du bassin et, d'autre part, des processus les uns après les autres, mécanisme par mécanisme... Étant donnée la complexité de validation de l'ensemble des processus de transformation d'azote et les difficultés liées aux interférences entre ces processus, nous envisageons d'utiliser des modules qui ont été validés indépendamment par ailleurs, pour réduire au minimum le besoin de validation intégrée.

Il paraît nécessaire de valider sur le terrain les hypothèses de construction du modèle non validées par ailleurs. L'hypothèse de récupération d'eau et d'azote en aval des versants par exemple doit être vérifiée, même si elle correspond à une conceptualisation d'un ensemble de phénomènes observés. Des expérimentations fournissent d'ores et déjà quelques certitudes au niveau des haies (Caubel-Forget, 2001) ou des zones humides ripariennes (Bidois, 1999) par exemple. Les observations de Molénat (1999) permettent aussi de mettre en évidence un apport à la rivière, en surface, d'eau appauvrie en nitrates.

Enfin, une technique de validation peut aussi consister en la confrontation, avec les tendances réelles, de grandes tendances obtenues par des simulations dans une diversité de contextes climatiques, physiographiques et agricoles (Durand *et al.*, 1999b).

D. Modélisation des pratiques agricoles sur de petits bassins

Nous avons choisi le petit bassin versant (quelques hectares à 10 km²) comme unité d'étude de la qualité des eaux, pour son caractère intégrateur (Ruiz *et al.*, 2000). La modélisation à l'échelle des bassins versants permet en effet de prendre en compte la variabilité spatiale des activités agricoles et des processus de transferts et transformations d'azote, ainsi que les interactions entre les différents processus, qui conduisent à la pollution des rivières et des eaux souterraines par les nitrates.

Cette unité spatiale est-elle pertinente pour la modélisation des pratiques agricoles ? En effet, deux types de questions se posent :

- à quel pas de temps le modèle est-il sensible aux changements de pratiques, étant donnée l'inertie du système que constitue le bassin versant ?

Nous avons vu dans ce mémoire (§B chapitre 3) que les temps de transferts dans les versants simulés par le modèle peuvent être de l'ordre de la dizaine d'années : il faut donc tenir compte de l'inertie des bassins pour conclure quant aux effets d'un éventuel changement. Il faut alors disposer d'informations précises sur les pratiques agricoles sur de longues périodes, ce qui est compliqué à obtenir en pratique.

- peut-on s'affranchir des erreurs spatiales générées par l'estimation des pratiques agricoles à l'échelle du bassin versant ? En effet, les connaissances des pratiques peuvent être connues plus ou moins précisément seulement à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole, ne correspondant par forcément avec les limites physiques des bassins versants ; de plus, la complexité due à l'obtention et à la gestion de ces données (intrants, localisation des parcelles, techniques culturales...) croît considérablement avec la surface de la zone d'étude.

L'estimation des paramètres liés aux pratiques peut passer par l'utilisation d'un SIG, permettant à la fois une description spatiale de l'occupation des sols par exemple, et un regroupement, grâce à un système de base de données, des pratiques liées à un grand type d'occupation du sol. De même, on peut passer par un travail de typologie des exploitations agricoles pour renseigner plus simplement les grands types de rotations culturales, de pratiques de fertilisation...

La modélisation en elle-même à l'échelle du bassin versant est complexe (intégration de phénomènes à différentes échelles, difficulté d'estimer les paramètres ou les variables de forçage telles que la fertilisation...), et peu de modèles existent à cette échelle. Ils résultent le plus souvent de l'agrégation de modèles à l'échelle de la parcelle, où il reste difficile de modéliser les cultures : selon les auteurs, les transformations d'azote modélisées et les formalismes diffèrent, avec dans quasiment tous les cas une sur-paramétrisation. De plus, il n'existe pas de modèle intermédiaire, conceptuel, entre une simple courbe d'absorption d'azote et une modélisation très détaillée pour simuler la croissance des plantes.

Parmi ces modèles de simulation des cultures à l'échelle de la parcelle, nous avons choisi de nous baser sur le modèle STICS (voir §E.2.1 du chapitre 2). Dans l'esprit de ses concepteurs, STICS se veut plus une plate-forme de modélisation qui regroupe des modèles issus des différentes disciplines, avec

simplification de chaque processus mais aussi, grâce à sa structure modulaire, avec la possibilité de changer le formalisme d'un processus indépendamment des autres, en profitant de l'existence et des acquis de la recherche. Ainsi, même si on connaît actuellement les limites de STICS (pas de simulation des flux de NH_4^+ , minéralisation mal simulée en conditions bretonnes, module de minéralisation des effluents d'élevage encore en cours de développement, mauvaise simulation de la prairie pour les différents stades de croissance...), il nous a semblé plus aisé de partir de ce modèle, à la fois validé pour une variété de situations, et en cours de développement pour l'adapter plus spécifiquement aux conditions de nos simulations. L'utilisation de STICS, malgré les questions posées par le nombre de paramètres et les différents degrés de finesse de description des processus, nous semble utile pour répondre à certaines questions mettant en jeu une description relativement fine de la croissance des plantes par exemple (§ A chapitre 3). Cependant, pour répondre à des questions plus générales, la structure modulaire du modèle TNT2 permet de ne pas utiliser l'ensemble du modèle STICS, et de ne travailler qu'avec les modules existants qui nous paraissent intéressants ou de nouveaux modules plus adaptés (§C chapitre 3).

E. Conclusion

Étant données les difficultés liées à la modélisation agronomique à l'échelle du bassin versant et les choix méthodologiques que nous avons faits, nous pouvons envisager, dans un premier temps, d'utiliser le modèle TNT2 pour tester des scénarios simples, sur des bassins versants de petite taille. Nous pouvons chercher, pour chaque application, à adapter le modèle à un objectif simple, plutôt que de chercher à avoir un modèle universel permettant de répondre à toutes les questions en tous lieux.

On peut ainsi chercher, sur des bassins virtuels ou sur des bassins versants réels du point de vue de leur géomorphologie mais virtuels du point de vue de l'occupation du sol (avec des scénarios simples de types de cultures et de pratiques culturales par exemple) :

- à diagnostiquer les risques de pollution azotée présentés par différentes combinaisons de pratiques agricoles et de systèmes physiques ;
- à élaborer des calendriers réalistes de reconquête de la qualité de l'eau suite à des diminutions d'intrants par exemple ;
- à étudier l'influence de la spatialisation des pratiques agricoles, des transferts et transformations d'azote ;
- à comparer les réponses d'un éventail de bassins aux caractéristiques différentes ;
- à tester l'impact des diverses solutions préconisées pour augmenter l'épuration des nitrates par le milieu...

Concernant ce dernier point, outre les solutions abordées dans ce mémoire (dénitrification dans les zones humides et exportation d'azote par des cultures « puits » situées à l'aval de cultures sources d'un important lessivage d'azote), d'autres solutions pour favoriser la dépollution ont été proposées, par exemple la mise en place d'intercultures permettant de retenir l'azote pendant les périodes durant lesquelles le sol est habituellement nu, ou la facilitation de la dénitrification dans la nappe profonde, (Mariotti, 1994).

Enfin, on peut envisager la modélisation avec TNT sur de plus grands bassins versants, avec une architecture du modèle de type semi-distribué, comme avec INCA : TNT permettrait la simulation sur de petits bassins versants, qui se jettent dans des biefs dans lesquels les transferts et transformations d'azote peuvent être modélisés indépendamment.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Face à la détérioration de la qualité de l'eau, notamment à cause des nitrates, qui pose des problèmes sanitaires et écologiques, diverses actions de restauration de la qualité de l'eau sont lancées. Les réponses à ces actions menées doivent être évaluées, à la fois dans le temps et en amplitude, notamment en ce prenant en compte les chemins d'écoulement et les vitesses de transfert.

La modélisation peut répondre en partie à ces objectifs. Cependant, les connaissances hydrologiques et géochimiques, que ce soit sur le terrain ou en théorie, ne sont actuellement pas suffisantes pour modéliser et prédire finement les chemins de l'eau et de l'azote, à des échelles compatibles avec celles qui gouvernent les pollutions des rivières ou des eaux souterraines par les nitrates. Il est de plus très difficile de conceptualiser les connaissances existantes. Les travaux antérieurs (expérimentations et modélisation) ont toutefois permis de mettre en évidence des compartiments et chemins importants.

Nous avons posé des hypothèses de fonctionnement des bassins versants à partir de ces travaux, et construit un modèle hydrologique, TNT, à partir de ces hypothèses, en gardant pour objectif l'intégration des transferts et transformations d'azote. Le développement conceptuel et théorique s'est alors fait dans un souci constant d'opérationalité : modularité et gestion optimum de la mémoire pour le côté informatique, en langage C, et restriction maximale du besoin de mesures pour la conceptualisation. Nous avons choisi de développer un modèle distribué à mailles régulières carrées, basé sur des hypothèses simples : écoulements gouvernés par la topographie, cascade de réservoirs capacitifs, conductivité hydraulique liée à la profondeur...

Nous avons testé, au fur et à mesure du développement de TNT, ses capacités à prendre en compte et à reproduire certains phénomènes : sensibilité aux paramètres et à la géométrie du milieu, sensibilité des résultats au type de construction du réseau de drainage, simulation du débit à l'exutoire et de la profondeur de la nappe au sein du bassin versant, simulation explicite des chemins de l'eau, stockage... Le domaine de validité de TNT regroupe les petits bassins versants agricoles, aux sols relativement perméables sur substrat imperméable, avec une nappe peu profonde, en climat tempéré humide. Nous avons appliqué le modèle sur un bassin versant réel, Kervidy (Morbihan), et sur des petits bassins virtuels très simples, présentant des géomorphologies contrastées (profil de pente et réseau de drainage).

Nous avons testé la capacité du modèle développé, après intégration de modules de transferts et transformations d'azote, à répondre à trois grands types de questions, en utilisant des scénarios simples pour comparer l'effet de différentes caractéristiques du bassin versant. Nous avons ainsi étudié, lors d'une première application avec couplage du modèle hydrologique avec un modèle agronomique existant, STICS, l'influence de la localisation des cultures sur les flux d'azote dans des bassins versants virtuels très simples, avec seulement deux types de cultures. Les résultats suggèrent que l'interposition d'une culture sous-fertilisée entre la rivière et une culture sur-fertilisée permet de

limiter la pollution de la rivière, par un phénomène de récupération, par la culture sous-fertilisée, de l'azote lessivé sous la culture sur-fertilisée. Dans un deuxième temps, nous avons étudié la simulation des temps de transfert au sein d'un versant : les résultats montrent, d'une part, que le versant étudié présente une forte inertie face aux transferts d'azote, et, d'autre part, que le modèle est sensible à la localisation de la fertilisation. Enfin, nous avons étudié l'influence de la géomorphologie sur la dénitrification, ce qui permet de vérifier la capacité de TNT2, d'une part de permettre l'intégration de transformation d'azote, et, d'autre part, de fournir des réponses spatiales différentes selon les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants. Nous pouvons ainsi envisager son utilisation pour la caractérisation des bassins versants réels.

Le modèle TNT permet la formulation et le test de diverses hypothèses de fonctionnement des bassins versants. Il est ainsi, au stade actuel de son développement, plus envisagé comme un modèle d'analyse et d'aide à la recherche que comme un modèle opérationnel de prédiction, du fait d'une part des limites liées aux concepts utilisés (maillage carré régulier, gradient topographique, formalisme de la modélisation des processus de transferts et transformations d'azote...) et d'autre part des difficultés liées à l'estimation des paramètres et des facteurs de description des bassins versants (paramètres hydrologiques, occupation du sol, pratiques agricoles...).

TNT, comme tout modèle, est donc à utiliser avec précaution, pour répondre à des questions précises, dans un cadre de recherche et d'analyse de scénarios. Les résultats obtenus doivent être analysés en connaissant les conditions de simulation, et ne pas être généralisés à d'autres conditions. Il ne semble pas judicieux, ni possible, dans l'état actuel du développement du modèle, de chercher à appliquer le modèle à des bassins versants réels en cherchant à en reproduire et à en prédire le fonctionnement dans sa totalité et sa complexité. Il est de même, actuellement, faux et dangereux d'utiliser tels quels les résultats obtenus au cours des différentes applications. Une phase de validation du modèle est nécessaire : elle peut passer par une validation des différentes hypothèses émises lors de la construction du modèle (par exemple l'hypothèse de récupération potentielle d'azote lessivé en haut de versant par les plantes de bas de versant), ou par une validation plus globale des résultats obtenus par le modèle sur des bassins versants ou des situations contrastés. On peut toutefois considérer, grâce aux simulations sur des cas simplifiés et contrastés, que les grandes tendances simulées donnent des indications intéressantes sur le fonctionnement des bassins. Ainsi, les valeurs obtenues lors des différentes applications de ce mémoire, appellent deux remarques intéressantes sur le plan opérationnel. La première est que le temps de réponse des petits bassins versants sur socle est, contrairement aux idées reçues, bien supérieur à l'année, et que par conséquent des réductions d'intrants auront un effet retardé sur la qualité des eaux. La seconde est que les processus d'épuration naturels ne sont pas suffisants pour constituer à eux seuls une solution de restauration de la qualité de l'eau, mais qu'ils peuvent tout de même, à court terme, améliorer un minimum la situation actuelle.

Références bibliographiques

- Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell PE et Rasmussen J, 1986a.** An introduction to the european hydrological system - Système Hydrologique Européen, "SHE", 1 : history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology* **87**, 45-59.
- Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell PE et Rasmussen J, 1986b.** An introduction to the european hydrological system - Système Hydrologique Européen, "SHE", 2 : structure of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology* **87**, 61-77.
- Abrassart J et Soulard B, 1996.** Modélisation et cartographie régionales des apports de nutriments agricoles au milieu naturel. Cas de l'azote en Bretagne de 1955 à 1994. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 203-214.
- Abrassart J, 1999.** Pratiques agricoles et pollution diffuse des eaux de surface. Premiers résultats sur l'ion nitrate dans le bassin versant du Coët-Dan (Naizin - 56) et ses sous-bassins de Kervidy et de La Villeneuve. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 220-235.
- Addiscott TM et Wagenet RJ, 1985.** Concepts of solute leaching in soils : a review of modelling approaches. *Journal of Soil Science* **36**, 411-424.
- Addiscott TM et Mirza NA, 1998.** New paradigms for modelling mass transfers in soils. *Soil and Tillage Research* **47**, 105-109.
- Ambroise B, 1991.** Hydrologie des petits bassins versants ruraux en milieu tempéré. Processus et modèles. In *Séminaire "Les flux dans les Volumes Pédologiques et à leurs limites: Approches à l'échelle spatiale du Bassin versant" du Conseil Scientifique du Département "Science du Sol" de l'INRA*, 26-27 mars, Dijon. 53 p.
- Ambroise B, Beven K et Freer J, 1996.** Towards a generalisation of the TOPMODEL concepts : topographic indices of hydrological similarity. *Water resources research* **32(7)**, 2135-2145.
- Ambroise B, 1999.** La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant. Processus, facteurs, modèles. Ed. HGA. Bucaret (Roumanie), 200 p.
- Anthony S, Quinn P et Lord E, 1996.** Catchment scale modelling of nitrate leaching. Aspects of applied biology. *Modelling in applied biology : spatial aspects*. **46**, 23-32.
- Arheimer B et Brandt M, 1998.** Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* **27(6)**, 471-480.
- Arheimer B et Liden R, 2000.** Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. *Journal of hydrology* **227**, 140-159.
- Aurousseau P et Squidant H, 1995.** Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas-fonds, <http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/zhbf/zhbf.htm>.
- Aurousseau P, Bacqué M-C et Squidant H, 1996.** Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rennes, ENSAR, 30 p.
- Aurousseau P et Squidant H, 1996a.** Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas fonds. *Ingénieries EAT*, 75-85.
- Aurousseau P et Squidant H, 1996b.** Use of tree and graph structures for computation modelling of derived variables in Digital Elevation Model software, <http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/dem/dem2.htm>.
- Aurousseau P, 2000.** Les flux d'azote sortant des bassins versants de Bretagne. In *Séance du Conseil Scientifique de l'Environnement du 7 Avril 2000*.
- Ball J et Trudgill ST, 1995.** Overview of solute modelling. In *Solute modelling in catchment systems*.

Trudgill S.T., Ed., John Wiley, 3-56.

Band LE, 1986. Topographic partition of watersheds with digital elevation models. *Water Resources Research* 22(1), 15-24.

Barré C, 2001. Devenir de l'azote des pissats de vache émis sur une prairie pâturée. Thèse de doctorat (en préparation), ENSAR, Rennes.

Baudez JC, Loumagne C, Michel C, Palagos B, Gomendy V et Bartoli F, 1999. Modélisation hydrologique et hétérogénéité spatiale des bassins. Vers une comparaison de l'approche globale et de l'approche distribuée. *Etude et gestion des sols* 6(4), 165-184.

Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Cellier P et Combo S, 2000a. Modélisation de l'effet de l'organisation spatiale des systèmes de cultures sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants. In *Comptes rendus de l'AIP ECOSPACE*. INRA, Ed. Paris (sous presse).

Beaujouan V, Arousseau P, Durand P, Squvidant H et Ruiz L, 2000b. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. *Revue internationale de géomatique* 10(1), 39-60.

Beaujouan V, Durand P et Ruiz L, 2001a. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological modelling* 137(1), 91-103.

Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Arousseau P et Cotteret G, 2001b. A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation. Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes* (sous presse).

Ben-Ari M, 1982. Principles of concurrent programming. Ed. Prentice Hall. 172 p.

Bergström S et Graham LP, 1998. On the scale problem in hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 211, 253-265.

Beven KJ et Kirkby MJ, 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24(1), 43-69.

Beven K et Wood EF, 1983. Catchment geomorphology and the dynamics of runoff contributing areas. *Journal of hydrology* 65, 139-158.

Beven K, 1989. Changing ideas in hydrology. The case of physically-based models. *Journal of hydrology* 105, 157-172.

Beven K et Binley A, 1992. The future of distributed models : model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological processes* 6, 279-298.

Beven K, 1995. Linking parameters across scales: subgrid parameterizations and scale dependent hydrological models. *Hydrological processes* 9, 507-525.

Beven KJ, 1996. A discussion of distributed modelling. In *Distributed Hydrological Modelling*. Refsgaard J-C et Abbott, M. B., Eds. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 255-278.

Beven K, 1997a. Topmodel : a critique. *Hydrological processes* 11, 1069-1085.

Beven KJ, Ed. 1997b. Distributed modelling in hydrology : Applications of the TOPMODEL Concept. *Advances in hydrological processes*. Chichester, John Wiley. 350 p.

Bidois J, 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux : expérimentation et modélisation. Thèse de doctorat, Université Rennes 1, Rennes, 214 p.

Bidois J, Durand P et Mérot P, 1999. L'aménagement des zones humides ripariennes pour reconquérir la qualité des eaux : l'expérience de Kerveldreac'h. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 275-287.

Birkinshaw SJ et Ewen J, 2000a. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment transport modelling. *Journal of hydrology* 230, 1-17.

Birkinshaw SJ et Ewen J, 2000b. Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using

SHETRAN. Journal of hydrology 230, 18-33.

Bordenave P, Bouraoui F, Gascuel-Oudou C, Molénat J et Mérot P, 1999. Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 311-333.

Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoullaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Durr C, Richard G, Beaudoin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet J-M, Meynard J-M et Delécolle R, 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.

Bruneau P, 1992. Modélisation hydrologique distribuée. Influence de la topographie et des sols. Application au transfert de nitrates en Bretagne. Thèse de doctorat, Université P. et M. Curie, Paris, 207 p.

Burns IG, 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Journal of Soil Science* 25, 165-178.

Cahart P, Benetiere JJ, Burgard IR, Gravaud A, Joly A, Le Bail P, Rogeau C et Vogler JP, 1999. Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole. Paris, Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Ministère de l'agriculture et de la pêche, 52 p + annexes.

Calver A et Wood WL, 1996. The Institute of Hydrology Distributed Model. In *Kinematic wave modeling in water resources. Surface water hydrology*, Wiley-interscience, 1-23.

Cancouët T, 1997. Développement d'une version maillée d'un modèle hydrologique semi-distribué (TOPography based MODEL). Application à un petit bassin versant breton. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 28 p.

Cann C, 1996. Variations des teneurs en azote dans quelques cours d'eau bretons. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 193-201.

Cann C, 1998. Evolution de l'agriculture et de sa pression polluante sur le bassin et en Bretagne. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 25-40.

Carluer N, 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Thèse de doctorat, Université P. et M. Curie, Paris.

Caubel-Forget V, 2001. Influence du talus/haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate du versant vers la zone humide. Thèse de doctorat (en préparation), ENSAR, Rennes.

Chaplot V, 1998. Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 258 p.

Cheverry C, Ed. 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. Science Update. Paris. 300 p.

Christiaens K et Feyen J, 1997. The integrated WAVE-MIKE SHE model as an instrument for nitrogen load modelling on a catchment scale. In *2nd DHI Software User Conference*, 9-11 June, Helsingor, Denmark. .

Christophersen N, Neal C, Hooper RP, Vogt RD et Andersen S, 1990. Modelling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members. A step towards second generation acidification models. *Journal of Hydrology* 116, 307-320.

Cooper DM, Ragab R, Lewis DR et Whitehead PG, 1994. Modelling nitrate leaching to surface waters. Wallingford, UK, Institute of Hydrology, 230.

Corwin DL, Waggoner BL et Rhoades JD, 1991. A functional model of solute transport that accounts for bypass. *Journal of Environmental Quality* 20, 647-658.

Cosandey C, 1990. L'origine des crues dans les bassins versants élémentaires : du ruissellement sur

les versants à l'écoulement de crue. *Annales de géographie* 556, 641-659.

Cosandey C et Robinson M, 2000. Hydrologie continentale. Ed. Colin Armand. Paris, 360 p.

Costa-Cabral MC et Burges SJ, 1994. Digital elevation model networks (DEMON) : a model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. *Water Resources Research* 30(6), 1681-1692.

Cotteret G, 1999. Intégration d'un modèle agronomique et d'un modèle hydrologique : analyse et mise en oeuvre. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 29 p.

Crave A et Gascuel-Oudou C, 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological processes* 11, 203-210.

Crawford NH et Linsley RK, 1966. Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV. , Stanford University, Dept. of Civil Engineering.

Creed IF, Band LE, Foster NW, Morrison IK, Nicolson JA, Semkin RS et Jeffries DS, 1996. Regulation of nitrate-N release from temperate forests: a test of the N flushing hypothesis. *Water Resources Research* 32(11), 3337-3354.

Creed IF et Band LE, 1998a. Exploring functional similarity in the export of nitrate-N from forested catchments: a mechanistic modeling approach. *Water Resources Research* 34(11), 3079-3093.

Creed IF et Band LE, 1998b. Export of nitrogen from catchments within a temperate forest: evidence for a unifying mechanism regulated by variable source area dynamics. *Water Resources Research* 34(11), 3105-3120.

Cros-Cayot S, 1996. Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Contexte armoricain. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 220 p.

Curmi P, Walter C, Hallaire V, Gascuel-Oudou C, Widiatmaka, Taha A et Zida M, 1998. Les sols du bassin versant du Coët-Dan: caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 85-105.

Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudou C, Mérot P, Walter C et Taha A, 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 50, 127-142.

Decroux J, Ignazi J-C et Puginier M, 1991. Pour que vive l'eau. Ed. Grande Paroisse. 25 p.

Diekkrüger B, Söndgerath D, Kersebaum KC et McVoy CW, 1995. Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81, 3-29.

Diquelou G, 1998. Couplage d'un modèle de simulation du fonctionnement d'un agrosystème avec un modèle hydrologique. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 30 p.

Dlouhy Y, 2000. Développement d'une interface HTML pour un modèle intégré hydrologique et agronomique (TNT). Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 32 p.

Dunn SM, McAllister E et Ferrier RC, 1998. Development and application of a distributed catchment-scale hydrological model for the river Ythan, NE Scotland. *Hydrological Processes* 12, 401-416.

Durand P et Juan Torres JL, 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology* 181, 1-22.

Durand P, Hénault C, Bidois J et Trolard F, 1998. La dénitrification en zone humide. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 157-168.

Durand P, Mérot P et Bidois J, 1999a. Modélisation du transfert de nitrate dans les bassins versants ruraux : présentation et premières applications du modèle TNT1. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 288-297.

- Durand P, Ruiz L et Beaujouan V, 1999b.** Questions sur la validation du modèle TNT, modèle de transfert d'azote dans les agrosystèmes. In *Journée autour de la validation de modèles traitant de processus complexes*, Rennes.
- Editjano et Michel C, 1989.** Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. *La houille blanche* 2, 113-121.
- Ewen J, 1995.** Contaminant transport of the catchment modelling system SHETRAN. In *Solute modelling in catchment systems*. Trudgill S.T., Ed., Wiley J., 417-441.
- Ewen J et Parkin G, 1996.** Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Method. *Journal of Hydrology* 175, 583-594.
- Fisher P, Abrahart RJ et Herbinger W, 1997.** The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. *Hydrological Processes* 11, 241-252.
- Fortin JP, Moussa R, Bocquillon C et Villeneuve JP, 1995.** Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. *Revue des sciences de l'eau* 8, 95-124.
- Franchini M, Wendling J, Obled C et Todini E, 1996.** Physical interpretation and sensitivity analysis of the TOPMODEL. *Journal of Hydrology* 175, 293-338.
- Frankenberger JR, Brooks ES, Walter MT, Walter MK et Steenhuis TS, 1999.** A GIS-based variable source area hydrology model. *Hydrological processes* 13, 805-822.
- Franks SW, Gineste P, Beven KJ et Mérot P, 1998.** On constraining the predictions of a distributed model : the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. *Water resources research* 34(4), 787-797.
- Gallant JC et Wilson JP, 1996.** TAPES-G: a grid-based terrain analysis program for the environmental sciences. *Computers and Geosciences* 22(7), 713-722.
- Gandolfi C et Bischetti GB, 1997.** Influence of the drainage network identification method on geomorphological properties and hydrological response. *Hydrological Processes* 11, 353-375.
- Gascuel-Oudoux C, Robin P, Walter C et Molénat J, 1998.** Quelles résolutions spatiales et temporelles sont pertinentes pour la modélisation hydrologique des bassins versants d'ordre 1? In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 251-265.
- Gascuel-Oudoux C et Molénat J, 2000.** Etude de la dynamique hydrochimique des nappes superficielles en vue de déterminer les temps de réponse des hydrosystèmes à des mesures agri-environnementales : cas des nitrates et des pesticides. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 July 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 311-318.
- Gineste P, 1998.** Contribution de l'imagerie satellitaire radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par TOPMODEL. Thèse de doctorat, CEMAGREF- ENGREF Montpellier, Montpellier, 225 p.
- Gineste P, 1999.** Apprentissage et validation des modèles hydrologiques distribués : la piste de la télédétection radar. In *2nd inter-regional conference on environment-water 99*.
- Grayson RB, Moore ID et McMahon TA, 1992.** Physically based hydrologic modeling. 2. Is the concept realistic? *Water Resources Research* 28(10), 2659-2666.
- Grimaldi C, Massa F et Rouault F, 2000.** Origine des variations saisonnières de la teneur en nitrate dans deux petits cours d'eau sur schiste et sur granite du Massif Armoricain. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 July 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 319-326.
- Hannot Y, 1999.** Intégration d'un modèle agronomique et d'un modèle hydrologique : analyse et mise en oeuvre. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 24 p.
- Haycock N, Pinay G et Walker C, 1993.** Nitrogen retention in river corridors: European perspective.

Ambio 22(6), 340-346.

Haycock NE, Burt T, Goulding KWT et Pinay G, 1996. Buffer Zones : Their Processes and Potential in water protection, Quest Environmental, Environment Agency,. Ed. Haycock N.E., Burt, T., Goulding, K.W.T. et Pinay, G. 326 p.

Haynes RJ, 1986. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Ed. Kozlowsky T.T. Madison (USA), 483 p.

Hénault C, 1995. Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. Thèse de doctorat, ENSAM, Montpellier, 132 p.

Hill AR, 1996. Nitrate Removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.* **25**, 743-755.

Hillel D, 1980. Applications of soil physics. Ed. Press Academic. New York, 385 p.

Holmgren P, 1994. Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models : an empirical evaluation. *Hydrological Processes* **8**, 327-334.

Hornberger GM, Bencala KE et McKnight DM, 1994. Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. *Biogeochemistry* **25**, 147-165.

Houben V, 1995. Analyse des interactions sol-climat-plant, construction et spatialisation d'un modèle en composantes du rendement du blé en Bretagne. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 231 p.

Hutson JL et Wagenet RJ, 1991. Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model. *Soil Use Management* **7**, 74-78.

Iorgulescu I et Jordan J-P, 1994. Validation of TOPMODEL on a small Swiss catchment. *Journal of Hydrology* **159**, 255-273.

Johnes PJ, 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of hydrology* **183**, 323-349.

Johnson DL et Miller AC, 1997. A spatially distributed hydrologic model utilizing raster data structures. *Computers and geosciences* **23**(3), 267-272.

Jordan JP, 1994. Spatial and temporal variability of stormflow generation processes on a Swiss catchment. *Journal of hydrology* **153**, 357-382.

Julien PY, Saghafian B et Ogden FL, 1995. Raster-based hydrologic modeling of spatially-varied surface runoff. *Water Resources Bulletin* **31**(3), 523-535.

Kauark-Leite LA, 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse agricole. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 342 p.

Kirkby MJ, Ed. 1978. Hillslope hydrology. Chichester, UK. 389 p.

Klemes V, 1986. Dilettantism in hydrology : transition or destiny? *Water Resources Research* **22**(6), 177S-188S.

Klemes V, 1988. A hydrological perspective. *Journal of Hydrology* **100**, 3-28.

Knowles R, 1982. Denitrification. *Microbiological reviews* **46**(1), 43-70.

Kruiper I, 1999. Petit manuel d'utilisation du modèle T.N.M.H. (Transfert du Nitrate en Milieu Homogène). Rennes, INRA, 8 p.

Krysanova V, Müller-Wohlfeil D-I et Becker A, 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological modelling* **106**, 261-289.

Lamb R, Beven K et Myrabo S, 1997. Discharge and water table predictions using a generalized TOPMODEL formulation. *Hydrological processes* **11**, 1145-1167.

- Lamb R, Beven K et Myrabo S, 1998.** Use of spatially distributed water table observations to constrain uncertainty in a rainfall-runoff model. *Advances in water resources* 22(4), 305-317.
- Larsson MH et Jarvis NJ, 1999.** A dual-porosity model to quantify macropore flow effects on nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality* 28(4), 1298-1307.
- Lemaire G et Nicolardot B, Eds., 1996.** Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Les colloques. Reims, France. 320 p.
- Leonard RA, Knisel WG et Still DA, 1987.** GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transaction of the ASAE* 30, 1403-1418.
- Lindström G, Johansson B, Persson M, Gardelin M et Bergström S, 1997.** Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology* 201(1-4), 272-288.
- Llomas J, 1993.** Hydrologie générale. Principes et applications. Ed. Morin Gaëtan. Québec, 527 p.
- Loumagne C, Chkir N, Normand M, Ottlé C et Vidal-Madjar D, 1996.** Introduction of the soil/vegetation/atmosphere continuum in a conceptual rainfall/runoff model. *Hydrol. Sci.* 41(6), 889-902.
- Lunn RJ, Adams R, Mackay R et Dunn SM, 1996.** Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174, 285-304.
- Makhlouf Z, 1994.** Compléments sur les modèle pluie-débit GR4J et essais d'estimation de ses paramètres. PhD, Paris XI Orsay, 426 p.
- Mariotti A, 1994.** La dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués : une revue. *Hydrogéologie* 3, 43-68.
- Mariotti A, 1997.** Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, 19-20 novembre 1996, Reims, France. 9-22.
- Mariotti A, 1998.** Nitrate : un polluant de longue durée. *Pour la science* 249, 60-65.
- Marjolet G, Faillat JP et Sicard T, 2000.** Origine des variations saisonnières de la teneur en nitrate dans deux petits cours d'eau sur schiste et sur granite du Massif Armoricaïn. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 july 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 303-309.
- Marsily (de) G, 1994.** Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des sciences de l'eau* 7, 219-234.
- Martin JF et Reddy KR, 1997.** Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modelling* 105, 1-21.
- Merceron M et Le Bozec G, 1999.** Motivation et présentation du programme "Basins versants et transmission des pollutions du littoral". In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 7-12.
- Mérot P, Bourguet M et le Leuch M, 1981.** Analyse d'une crue à l'aide du traçage naturel par l'oxygène 18 mesuré dans les pluies, le sol, le ruisseau. *catena* 8, 69-81.
- Mérot P, Ezzahar B, Walter C et Arousseau P, 1995.** Mapping waterlogging of soils using digital terrain models. *Hydrological Processes* 9, 27-34.
- Mérot P et Durand P, 1995.** Assessing the representativity of catchments according to their size from hydrochemical observations. In *Effects of scale on interpretation and management of sediment and water quality*, july 1995, IAHS. 105-112.
- Mérot P et Buffin D, 1996.** Essai de caractérisation de la variabilité hydrologique en Bretagne. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 127-134.
- Mérot P, Gascuel-Oudoux C et Durand P, 1998.** Approche des processus de transfert dans les petits bassins versants ruraux. In *Colloque d'hydrotechnique*, 18 et 19 novembre 1998, Paris, SHF. 59-68.

- Mérot P, Gascuel-Oudou C, Walter C, Zhang X et Molénat J, 1999.** Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau* 12(1), 23-44.
- Mérot P, 2000.** Eau et agriculture en Bretagne : bilan d'une politique incitative de maîtrise de la qualité des eaux. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 July 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 319-326.
- Moeremans B et Dautrebande S, 1999.** Contribution interactive des images satellitaires radar et des modèles hydrologiques et hydrauliques. In *2nd inter-regional conference on environment-water 99*.
- Molénat J, 1999.** Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, Rennes, 272 p.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C et Durand P, 1999.** Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and cross-spectral analysis of time series. *Journal of hydrology* 222, 152-164.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C et Durand P, 2000.** Spectral and cross-spectral analysis of three hydrological systems. *Phys. Chem. Earth* 25(4), 391-397.
- Molénat J et Gascuel-Oudou C, 2001.** Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. soumis à *Hydrological Processes*.
- Moore ID, Grayson RB et Ladson AR, 1991.** Digital Terrain Modelling : a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5, 3-30.
- Moore ID et Grayson RB, 1991.** Terrain-based catchment partitioning and runoff prediction using vector elevation data. *Water Resources Research* 27(6), 1177-1191.
- Musset J, 1999.** Déterminisme de la distribution spatiale du nitrate dans un système d'aquifères. Application à une petite région agricole méditerranéenne (Comtat Venaissin, Vaucluse, France). Thèse de doctorat, Université d'Avignon et des pays du Vaucluse, Avignon, 90 p.
- Nash JE et Sutcliffe JV, 1970.** River flow forecasting through conceptual models 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.
- Nicolardot B, Mary B, Houot S et Recous S, 1996.** La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, 19-20 novembre 1996, Reims (France). 87-103.
- Olivera F et Maidment D, 1999.** Geographic information systems (GIS) - based spatially distributed model for runoff routing. *Water Resources Research* 35(4), 1155-1164.
- Palacios-Vélez OL, Gandoy-Bernasconi W et Cuevas-Renaud B, 1998.** Geometric analysis of surface runoff and the computation order of unit elements in distributed hydrological models. *Journal of Hydrology* 211, 266-274.
- Parkin G, O'Donnell G, Ewen J, Bathurst JC, O'Connell PE et Lavabre J, 1996.** Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Case study for a Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology* 175, 595-613.
- Pauwels H, 1998.** Comportement de l'azote dans l'aquifère du bassin du Coët-Dan. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 209-221.
- Peucker TK et Douglas DH, 1975.** Detection of surface specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data. *Computer Graphics Image Processes* 4, 375-387.
- Polarski M, 1997.** Distributed rainfall-runoff model incorporating channel extension and gridded digital maps. *Hydrological processes* 11, 1-11.
- Quinn P, Beven K, Chevallier P et Planchon O, 1991.** The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes* 5, 59-79.
- Quinn P, Anthony S, Lord E et Turner S, 1996.** Nitrate modelling for the UK : a Minimum

- Information Requirement (MIR) approach. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 215-223.
- Refsgaard JC, Thorsen M, Jensen JB, Kleeschulte S et Hansen S, 1999.** Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* 221, 117-140.
- Rismondo L, 1993.** Activité dénitrifiante des sols en fonction de leur position topographique dans un bassin versant. Mesure de l'activité dénitrifiante réelle et potentielle sur des sols du bassin versant de Naizin. Mémoire de DAA, ENSA Rennes, Rennes, 30 p. + annexes p.
- Robinson JS, Sivapalan M et Snell JD, 1995.** On the relative roles of the hillslope processes, channel routing, and network geomorphologie in the hydrologic response of natural catchments. *Water Resources Research* 31(12), 3089-3101.
- Robson A, Beven K et Neal C, 1992.** Towards identifying sources of subsurface flow : a comparison of components identified by a physically based runoff model and those determined by chemical mixing techniques. *Hydrological processes* 6, 199-214.
- Roche M, 1963.** Hydrologie de surface. Ed. ORSTOM-Gauthier-Villars. Paris, 430 p.
- Ruiz L, 1999.** Approche agronomique des relations entre pratiques agricoles et pollution nitrique à l'échelle du bassin versant : intérêt et limites. In *Les éleveurs de ruminants acteurs de la qualité de l'eau. Journées techniques*, 26 octobre 1999. 49-59.
- Ruiz L, Aurousseau P, Baudry J, Beaujouan V, Cellier P, Curmi P, Durand P, Gascuel-Odoux C, Leterme P, Peyraud JL, Thenail C et Walter C, 2000.** Conception de bassins versants virtuels : un outil pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote dans les bassins versants. In *Comptes rendus de l'AIP ECOSPACE*. INRA, Ed. Paris (sous presse).
- Rykiel EJJ, 1996.** Testing ecological models : the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90, 229-244.
- Saulnier G-M, 1996.** Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, Grenoble, 275 p.
- Saulnier G-M, Beven K et Obled C, 1997.** Including spatially variable effective soil depths in TOPMODEL. *Journal of Hydrology* 202, 158-172.
- Seibert J, Bishop KH et Nyberg L, 1997.** A test of TOPMODEL's ability to predict spatially distributed groundwater levels. *Hydrological processes* 11, 1131-1144.
- Skop E et Sorensen PB, 1998.** GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment, Denmark. *Ecological Modelling* 106, 291-310.
- Sloan WT et Ewen J, 1999.** Modelling long-term contaminant migration in a catchment at fine spatial and temporal scales using the UP system. *Hydrological processes* 13, 823-846.
- Smith RE, Goodrich DR, Woolhiser DA et Simanton JR, 1994.** Comment on "Physically based hydrologic modeling, 2, Is the concept realistic?" by R.B. Grayson, I.D. Moore, and T.A. McMahon. *Water Resources Research* 30(3), 851-854.
- Squidant H, 1994.** Mntsurf : logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. , 36.
- Storm B et Refsgaard A, 1996.** Distributed physically-based modelling of the entire land phase of the hydrological cycle. In *Distributed hydrological modeling*, 55-69.
- Styczen M et Storm B, 1993.** Modelling of N-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. Model description. 2. A case study. *Fertilizer Research* 36, 1-17.
- Tarboton DG, Bras RL et Rodriguez-Iturbe I, 1992.** On the extraction of channel networks from digital elevation data. In *Terrain Analysis and distributed modelling in hydrology*. Beven K.J. et

Moore, I.D., Eds. New York, Wiley, 85-104.

Tarboton DG, 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33(2), 300-319.

Thompson JA, Bell JC et Butler CA, 1997. Quantitative soil-landscape modeling for estimating the areal extent of hydromorphic soils. *Soil Science Society of America Journal* 61, 971-980.

Thorsen M, Feyen J et Styczen M, 1996. Agrochemical modelling. In *Distributed hydrological modeling*. Refsgaard J-C et Abbott, M. B., Eds. Kluwer, Dordrecht, 121-141.

Turner MG, Costanza R et Sklar FH, 1989. Methods to evaluate the performance of spatial simulation models. *Ecological Modelling* 48, 1-18.

Turonnet B, 2000. Modélisation hydrologique d'un bassin versant breton. Comparaison de deux modèles. Débits et profondeurs de nappe simulés. Mémoire de DAA, ENSAR, Rennes, 75 p.

UNESCO et OMM, 1992. Glossaire international d'hydrologie. Ed. . . 413 p.

Vachaud G, Vauclin M et Addiscott TM, 1988. Solute transport in the vadose zone: a review of models. In *International symposium on water quality modeling of agricultural non-point sources*, 19-23 June, Logan, Utah, United States Department of Agriculture. .

Vachaud G, Chen T et Sauboua E, 1999. Use of a gis based distributed model to assess the effect of agricultural management on the nitrate leaching at the catchment scale. In *2nd inter-regional conference on environment-water 99*.

Van Der Linden AMA, Van Veen JA et Frissel MJ, 1987. Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, and farmyard and green manures. *Plant and Soil* 101, 21-28.

Van Grinsven HJM, Driscoll CT et Tiktak A, 1995. Workshop on comparison of Forest-Soil-Atmosphere models: preface. *Ecological Modelling* 83, 1-6.

Van Herpe Y, Troch PA, Callewier L et Quinn PF, 1998. Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. *Environmental pollution* 102, 569-577.

Vanclooster M, Viaene P, Diels J et Christiaens K, 1994. WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and environment. Leuven, Belgique, Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven.

Vanclooster M, Viaene P, Diels J et Feyen J, 1995. A deterministic evaluation analysis applied to an integrated soil-crop model. *Ecological modelling* 81, 183-195.

Verdin KL et Verdin JP, 1999. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. *Journal of Hydrology* 218, 1-12.

Vertessy RA, Hatton TJ, O'Shaughnessy PJ et Jayasuriya MDA, 1993. Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. *Journal of Hydrology* 150, 665-700.

Vieux BE, 1991. Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modelling. *Hydrological Processes* 5, 101-113.

Walter C et Curmi P, 1998. Les sols du bassin versant du Coët-Dan: organisation, variabilité spatiale et cartographie. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 85-105.

Warfvinge P, 1995. Basic principles of frequently used models. In *Solute modelling in catchment systems*. Trudgill S.T., Ed., John Wiley, 57-72.

Watremez P et Talbo H, 1999. Typologie des bassins versants bretons. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 210-219.

Whelan MJ, Kirkby MJ et Burt TP, 1995. Predicting nitrate concentrations in small catchment streams. In *Solute modelling in catchment systems*. Trudgill S.T., Ed., John Wiley, 165-192.

Whitehead PG, Wilson EJ et Butterfield D, 1998a. A semi distributed Integrated Nitrogen model

for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I -model structure and process equations. *The Science of the total environment* 210/211, 547-558.

Whitehead PG, Wilson EJ, Butterfield D et Seed K, 1998b. A semi distributed integrated flow and nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA) : Part II -application to large river basins in south Wales and eastern England. *The Science of the total environment* 210/211, 547-558.

Widiatmaka, 1994. Analyse structurale et fonctionnement hydrique d'un système pédologique acide sur granite et sur schiste du Massif armoricain. Thèse de Doctorat, ENSA, Rennes, 260 p.

Wigmosta MS, Vail LW et Lettenmaier DP, 1994. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water resources research* 30(6), 1665-1679.

Wigmosta MS et Burges SJ, 1997. An adaptative modelling and monitoring approach to describe the hydrologic behaviour of small catchments. *Journal of Hydrology* 202, 48-77.

Wigmosta MS et Lettenmaier DP, 1999. A comparison of simplified methods for routing topographically driven subsurface flow. *Water Resources Research* 35(1), 255-264.

Williams JR, Nicks AD et Arnold JG, 1985. Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering* 111(6), 970-986.

Wolock DM et McCabe GJJ, 1995. Comparison of single and multiple direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL. *Water Resources Research* 31(5), 1315-1324.

Worrall F et Burt TP, 1999. The impact of land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology* 221, 75-90.

Young RA, Onstad CA, Bosch D et Anderson WP, 1989. AGNPS : A nonpoint-source pollution model for evaluating agritural watersheds. *Journal of soil and water conservation* 44(2), 168-173.

Zermani A, 1998. Apport des SIG à la reconnaissance à moyenne échelle des facteurs d'écoulement et de transferts des nitrates. Thèse de doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Paris, France, 256 p.

Zhang X, 1995. Development of drainage network and study of hedgerow network. Rennes, INRA, 23 p.

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Cycle hydrologique (d'après Roche, 1963).....	23
Figure 2. Schématisation du cycle de l'azote dans les bassins agricoles (d'après Haynes, 1986).....	24
Figure 3. Schématisation des transferts d'eau et d'azote dans un versant.....	32
Figure 4. Situation du bassin versant de Kervidy (d'après Molénat, 1999).....	54
Figure 5. Pluie, etp et débit spécifique du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997.....	55
Figure 6. Concentration en nitrate à l'exutoire du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997.....	55
Figure 7. Six types de bassins versants virtuels.....	57
Figure 8. Schéma de fonctionnement de TOPMODEL (d'après Saulnier, 1996).....	61
Figure 9 : Schéma du fonctionnement de TNT pour différentes mailles.....	64
Figure 10. Schéma du fonctionnement de TNT version 1.....	65
Figure 11. Schéma de la version avec double porosité.....	68
Figure 12. Représentation du bassin, des entrées et des sorties pour TNT.....	72
Figure 13. Répartition des simulations (par classe et cumulée) selon le critère de Nash.....	79
Figure 14. Diagrammes de dispersion de différentes variables en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > 0.8).....	80
Figure 15. MNT du bassin de Kervidy à pas de 30 m (position estimée des piézomètres figurée par les cercles).....	81
Figure 16. Diagrammes de dispersion de m , T_0 et $T_0 \cdot \exp(-l/m)$ en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > 1).....	83
Figure 17. Critères de Nash pour des combinaisons de m et T_0	83
Figure 18. Influence du paramètre T_0 pour différentes valeurs du paramètre m sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy.....	85
Figure 19. Influence du paramètre m pour différentes valeurs du paramètre T_0 sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy.....	86
Figure 20. Profondeur moyenne simulée de la nappe pour les piézomètres en amont et en aval du transect de Guériniéc selon les valeurs de m et T_0	87
Figure 21. Influence du paramètre m sur la dynamique de la nappe en trois points.....	87
Figure 22. Influence du paramètre T_0 sur la dynamique de la nappe en trois points.....	87
Figure 23. Influence de la porosité de l'altérite sur la profondeur de la nappe simulée.....	88
Figure 24. Comparaison des résultats pour une valeur de T_0 globale ou distribuée en deux zones.....	90
Figure 25. Comparaison des résultats pour un m global ou distribué en deux zones.....	90
Figure 26. Fonctionnement du modèle TNT au sein du bassin versant.....	98
Figure 27. Bassins versants virtuels : réseau de drainage et altitude.....	100
Figure 28. Débits spécifiques à l'exutoire simulés par les méthodes mono et multi-directionnelle comparés au débit spécifique observé à l'exutoire de Kervidy.....	102
Figure 29. (a) Cartes des aires drainées et des durées de saturation pour les bassins versants virtuels. La couleur noire sur les cartes correspond aux valeurs les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées. (b) Fréquences cumulées de l'aire drainée et de la durée de saturation, pour deux bassins virtuels. En trait plein : aire drainée (en nombre de mailles); en pointillés : durée de saturation (en jours par an). En noir : drainage mono-directionnel ; en gris : drainage multi-directionnel.....	103
Figure 30. Comparaison des aires drainées du bassin de Kervidy selon les méthodes mono ou multi-directionnelle. La limite du bassin mono-directionnel est figurée en blanc sur la carte multi-directionnelle. La couleur noire correspond aux valeurs d'aire drainée les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées.....	105
Figure 31. Bassin versant de Kervidy : cartes des durées de contribution et de saturation simulées selon les deux méthodes. La couleur noire correspond aux valeurs les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées.....	106
Figure 32. Fréquences cumulées (a) des durées de saturation (croix) et de contribution (ronds) et (b) de l'aire drainée, simulées selon les deux méthodes de drainage (noir : mono-directionnel ; gris : multi-directionnel).....	106
Figure 33. Cartographie des sols hydromorphes du bassin de Kervidy (d'après Walter et Curmi [WAL 98]).....	107
Figure 34. Taux de contribution de chaque maille au flux alimentant la maille exutoire d'un petit versant de Kervidy en utilisant le modèle multi-directionnel. Le bassin versant mono-directionnel correspondant est représenté par le trait noir.....	109
Figure 35. Mélanges d'azote dans un compartiment.....	114
Figure 36. diagram of the catchment representation in the integrated model.....	129
Figure 37. aspect of the six types of virtual catchments.....	132
Figure 38. simulated specific discharge at the outlet of the "parallel concave" catchment (black line) compared to the specific discharge observed at the outlet of the catchment of Kervidy (Brittany, France) (grey line). On the secondary Y-axis are plotted the daily rainfall (grey bars) and evapotranspiration (black line).....	134
Figure 39. Maps of the mean values of different variables for the last three simulation years:.....	135
Figure 40. interaction indexes calculated for the different catchment types. The interaction index is defined as the mean daily proportion of the catchment area where subsurface flow occurred.....	136
Figure 41. Difference in mean nitrate concentration at the outlet of each catchment induced by the change in crop location (concentration when source parcels are located downslope minus concentration when parcels are located upslope), as a function of the interaction index.....	137
Figure 42. ratio of the different nitrogen outputs from the catchment as a function of the location of the source crops.....	139
Figure 43. Schématisation du transect de Guériniéc en coupe.....	146
Figure 44. Évolution du niveau de la nappe et de la réserve du sol pour les trois mailles d'apport.....	148

Figure 45. Hauteurs d'eau (m) dans la nappe et la porosité de rétention du sol sur l'ensemble du transect, le 1er septembre et le 1er mars.....	148
Figure 46. Quantité d'azote (kg) dans la maille d'apport, après un apport de 200 kg d'azote : (i) à l'aval ; (ii) à mi-versant ; (iii) à l'amont.	150
Figure 47. Évolution de l'azote dans la nappe (kg/ha) tous les six mois après l'apport dans la maille amont.	151
Figure 48. Évolution de l'azote (kg/ha) dans le sol tous les six mois après l'apport dans la maille amont.	151
Figure 49. Quantités d'azote (kg) dans les compartiments et sorties des trois zones quand l'azote est apporté (i) à l'amont, (ii) à mi-versant et (iii) à l'aval.	153
Figure 50. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniac.	154
Figure 51. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniac, avec une porosité de drainage du sol = 20% et de l'altérite = 5%.	154
Figure 52. Water and nitrogen balance in a cell.....	163
Figure 53. Diagram of the model construction on a catchment.	167
Figure 54. Nash and Sutcliffe efficiency for couples of T_0 and m	169
Figure 55. Measured and simulated discharge (from August 1996 to June 1999) at the outlet of the Kervidy catchment.	170
Figure 56. Measured and simulated water table for three piezometers in the Kervidy catchment.	170
Figure 57. Theoretical catchments.	172
Figure 58. Maps of denitrification rates. Denitrification area is coloured in grey (low rates: light grey; high rates: dark grey).	173

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Prélèvements d'azote par divers couverts végétaux (d'après Haynes, 1986).....	27
Tableau II. Bilans globaux d'azote (en milliers de tonnes) pour la Bretagne en 1988 et estimés en 2000 (d'après Aurousseau <i>et al.</i> , 1996 et Aurousseau, 2000).....	29
Tableau III Exemple d'approches et d'hypothèses utilisées dans les modèles de lessivage (d'après Thorsen <i>et al.</i> , 1996)	38
Tableau IV. Durée moyenne de saturation d'une maille.	104
Tableau V. Exemple de relation entre la taille des bassins et la différence de surface mise en jeu induite par un changement de méthode de drainage.....	109
Tableau VI. Valeurs des paramètres pour la simulation sur le transect de Guériniec	147

RÉSUMÉ

L'évaluation des actions de reconquête de la qualité de l'eau, notamment en ce qui concerne les pollutions azotées, dans le temps et en amplitude, peut passer par une étape de modélisation. Des hypothèses de fonctionnement des bassins versants ont ainsi été posées, par une conceptualisation des compartiments et chemins importants pour le transfert d'eau et de solutés, mis en évidence par l'expérimentation. Un modèle hydrologique, TNT, a été développé, pour y intégrer par la suite les transferts et transformations d'azote. TNT est un modèle distribué à mailles régulières carrées, basé sur des hypothèses simples : écoulements gouvernés par la topographie, cascade de réservoirs capacitifs, conductivité hydraulique liée à la profondeur...

Divers tests de TNT ont été effectués : sensibilité aux paramètres, à la géométrie du milieu, au type de construction du réseau de drainage ; simulation du débit, de la profondeur de la nappe, des chemins de l'eau... Le domaine de validité de TNT regroupe les petits bassins versants agricoles, aux sols relativement perméables sur substrat imperméable, avec une nappe peu profonde, en climat tempéré humide. TNT a été appliqué sur le bassin versant de Kervidy (Morbihan), et sur des petits bassins virtuels simples, aux géomorphologies contrastées.

Après intégration de différents modules de transferts et transformations d'azote, TNT a été utilisé pour chercher à répondre à trois grands types de questions. L'influence de la localisation des cultures sur les flux d'azote a été étudiée. Les résultats de simulations simples, par couplage avec le modèle agronomique STICS, suggèrent que l'interposition d'une culture sous-fertilisée entre la rivière et une culture sur-fertilisée permet de limiter la pollution de la rivière, par une récupération par la culture sous-fertilisée, d'azote lessivé sous la culture sur-fertilisée. Les temps de transfert au sein d'un versant ont ensuite été simulés. Le versant étudié présente une forte inertie face aux transferts d'azote, et le modèle est sensible à la localisation de la fertilisation. Enfin, le lien entre géomorphologie et dénitrification a été étudié, ce qui a permis de vérifier la capacité de TNT, d'une part de permettre l'intégration de transformation d'azote, et, d'autre part, de fournir des réponses spatiales différentes selon les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants.

L'utilisation de TNT pour la caractérisation de bassins versants peut être envisagée, mais, au stade actuel de son développement, TNT doit être considéré comme un modèle d'analyse et d'aide à la recherche et non comme un modèle opérationnel de prédiction. Il est donc à utiliser avec précaution, pour répondre à des questions précises, dans un cadre de recherche et d'analyse de scénarios.

MOTS CLÉS

Modèle hydrologique conceptuel distribué, bassin versant agricole, nitrate, sol, nappe, analyse de scénarios.