

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.

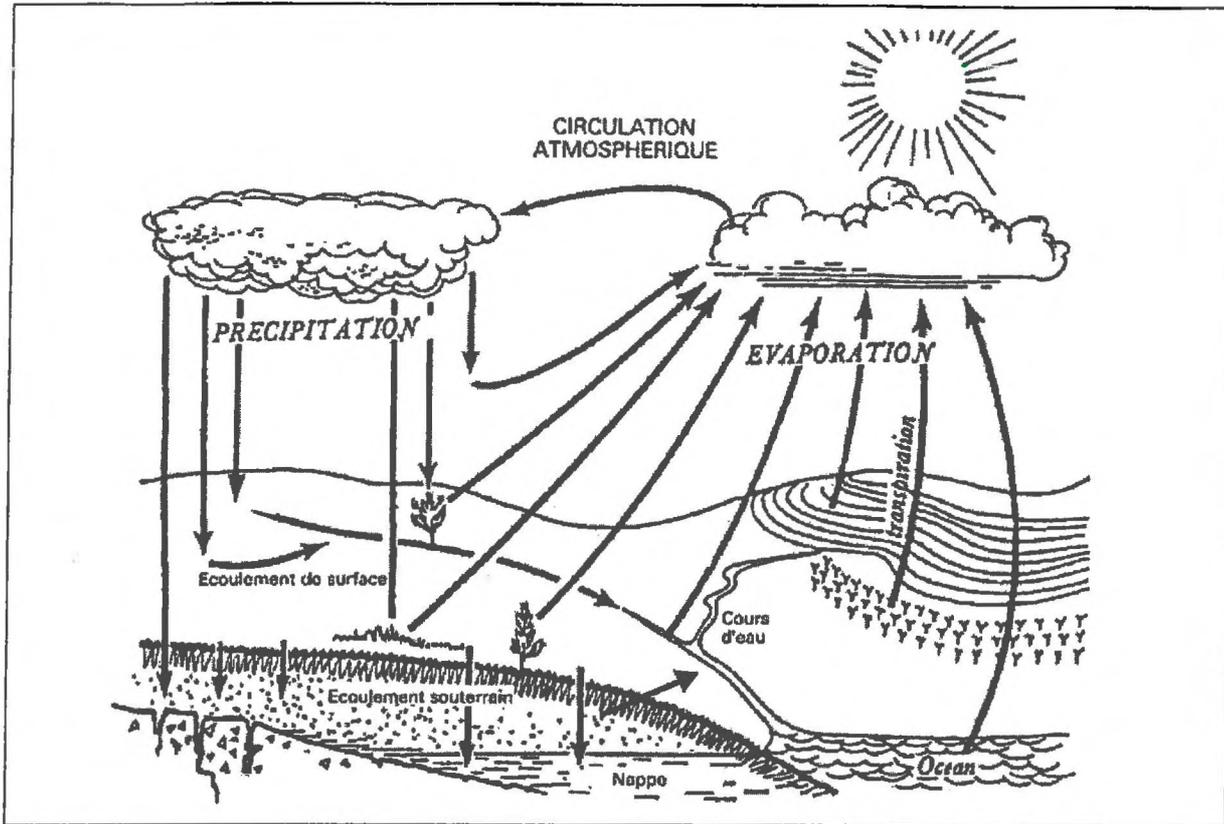


Figure 1. Cycle hydrologique (d'après Roche, 1963)

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.

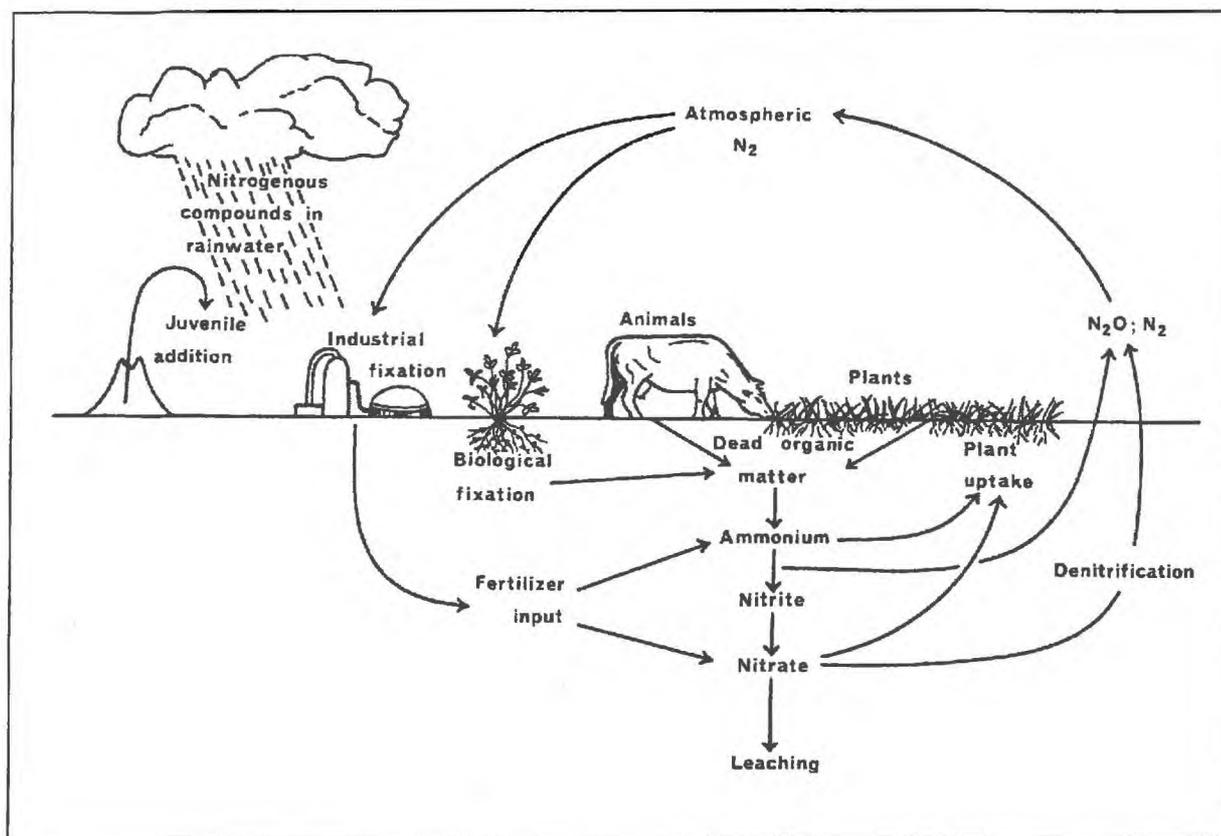


Figure 2. Schématisation du cycle de l'azote dans les bassins agricoles (d'après Haynes, 1986).

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 (NO_3^-), le nitrite (NO_2^- , forme intermédiaire et instable), l'ammonium (NH_4^+), et les gaz (N_2O , N_2 , l'ammoniac NH_3).

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-Oudou 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.

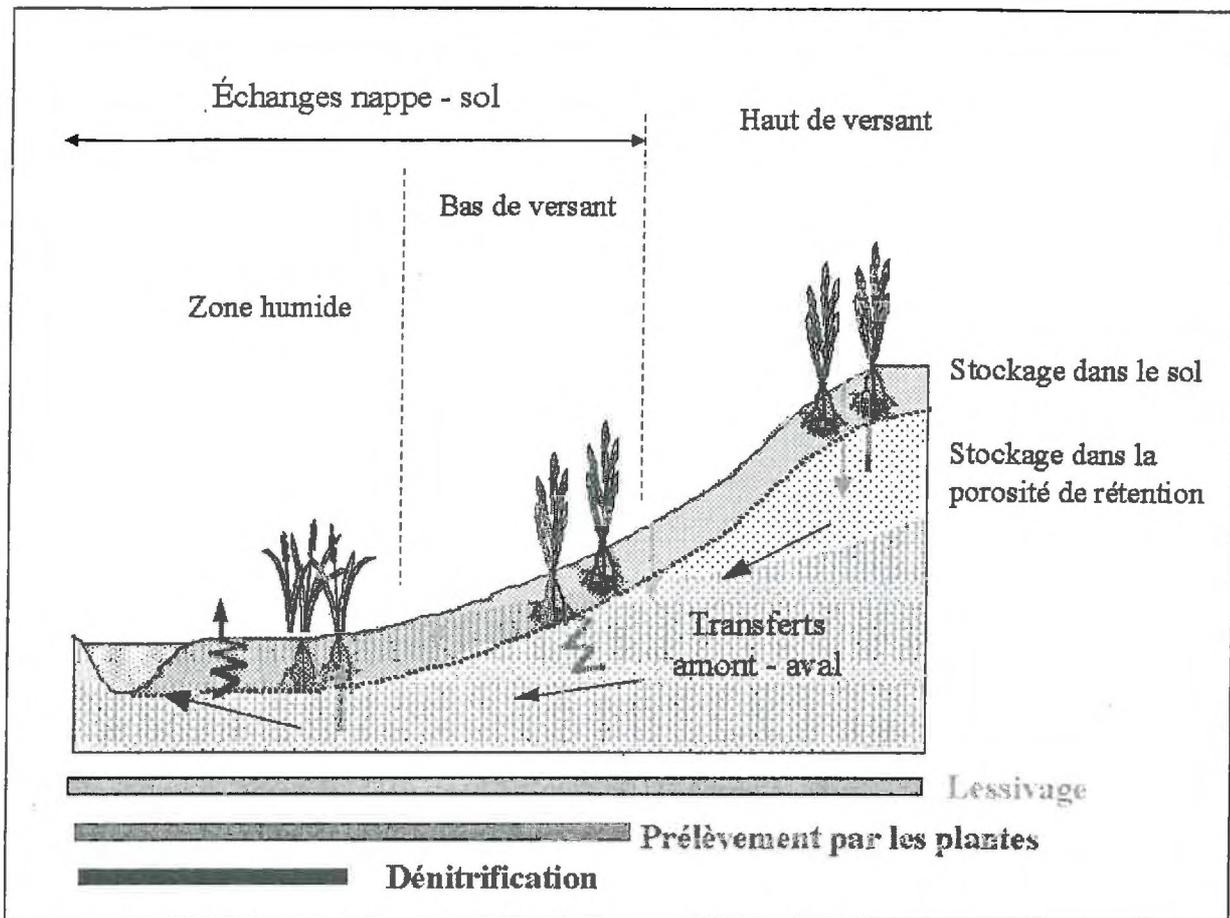


Figure 3. Schématisation des transferts d'eau et d'azote dans un versant.

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-Oudou, 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.

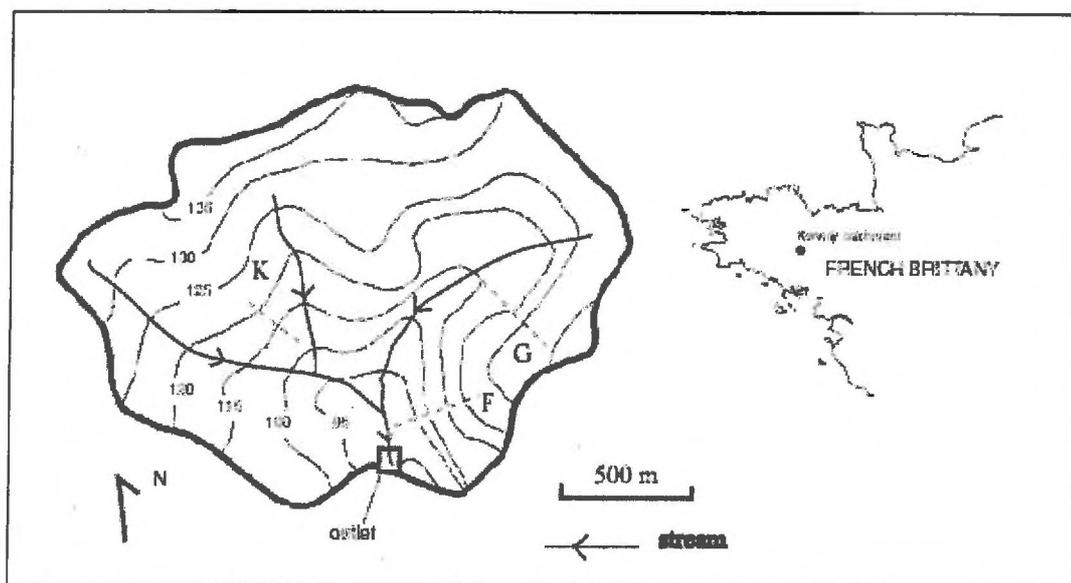


Figure 4. Situation du bassin versant de Kervidy (d'après Molénat, 1999)

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), Carluier (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.

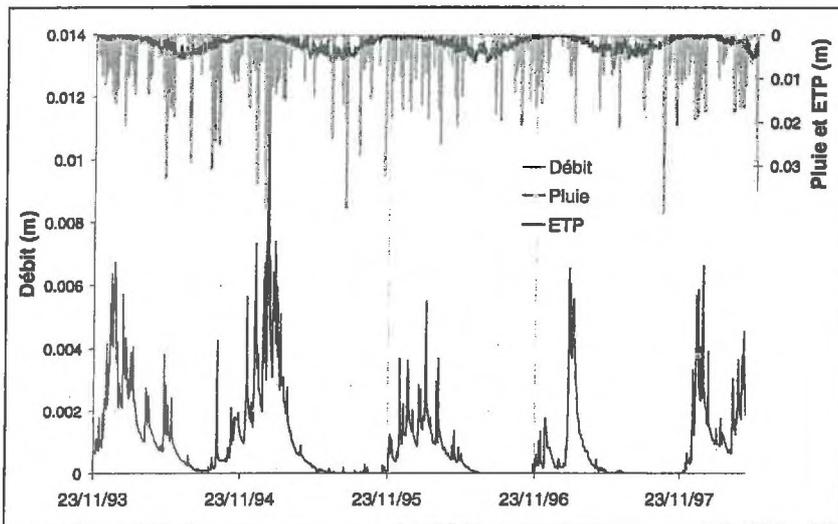


Figure 5. Pluie, etp et débit spécifique du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997

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.

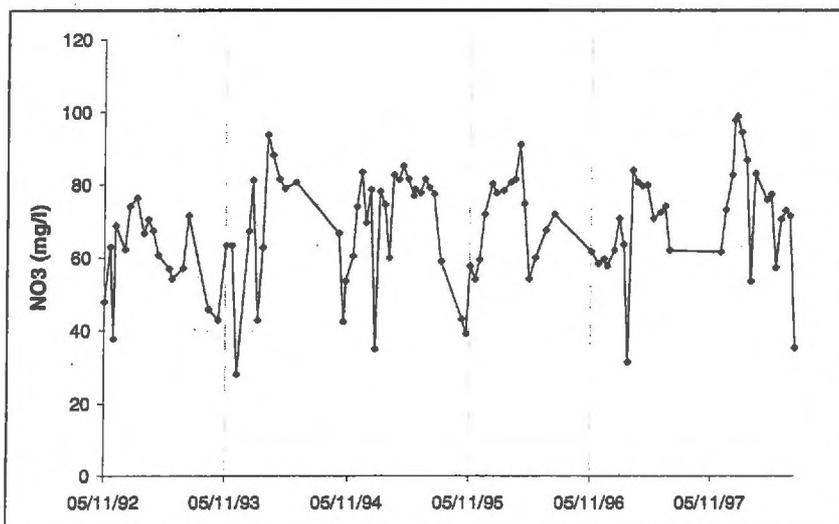


Figure 6. Concentration en nitrate à l'exutoire du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997

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.

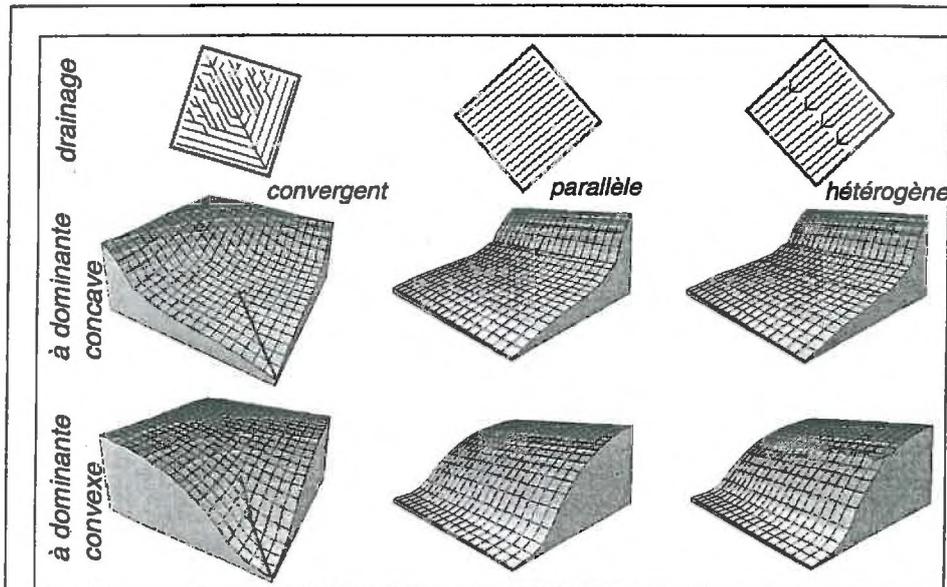


Figure 7. Six types de bassins versants virtuels

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-Oudoux *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-Oudoux (1997), Gineste (1998), Franks *et al.* (1998) et Carluier (1998), même si elle est remise en cause par Molénat (1999), Gascuel-Oudoux 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.

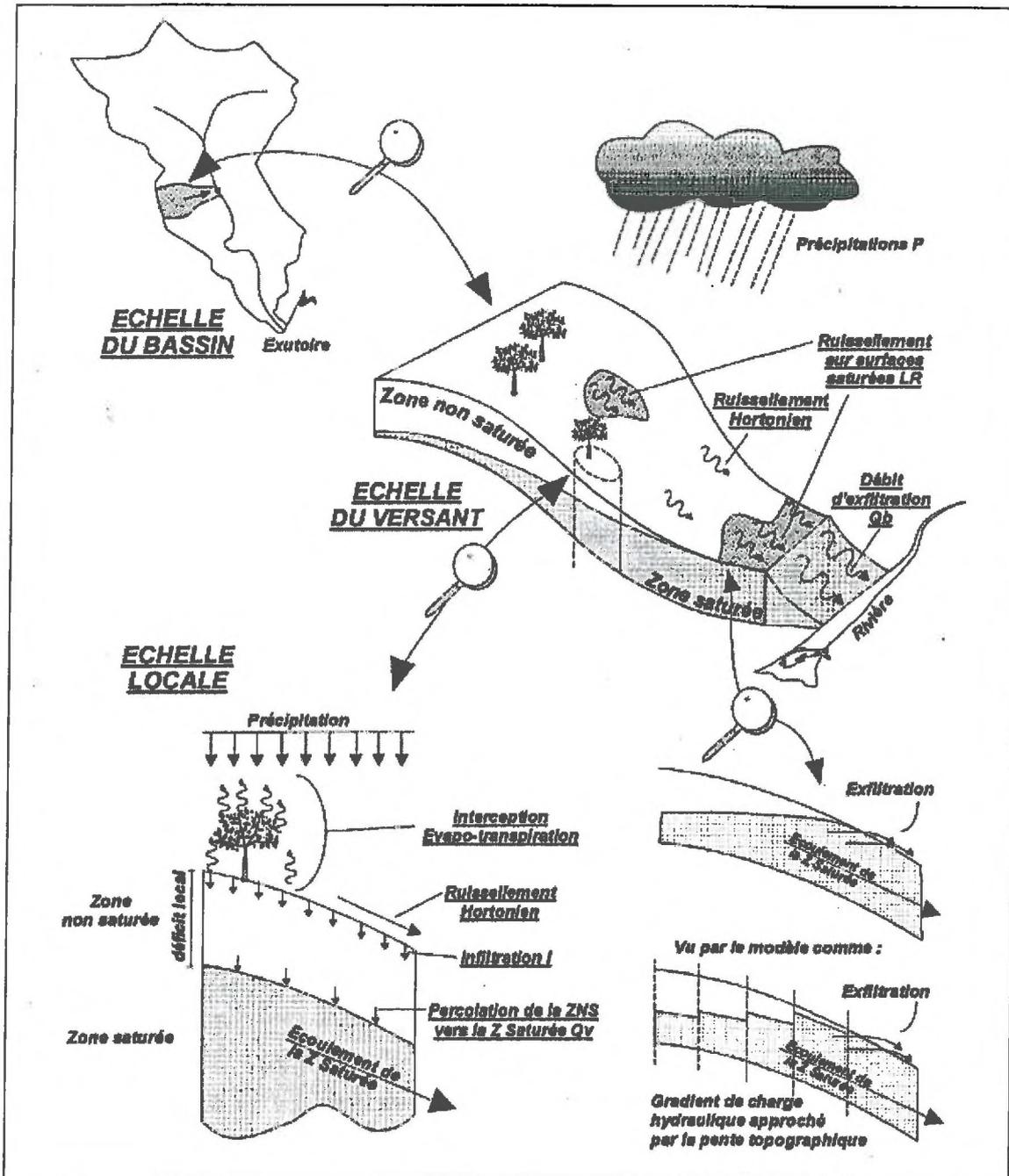


Figure 8. Schéma de fonctionnement de TOPMODEL (d'après Saulnier, 1996)

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.

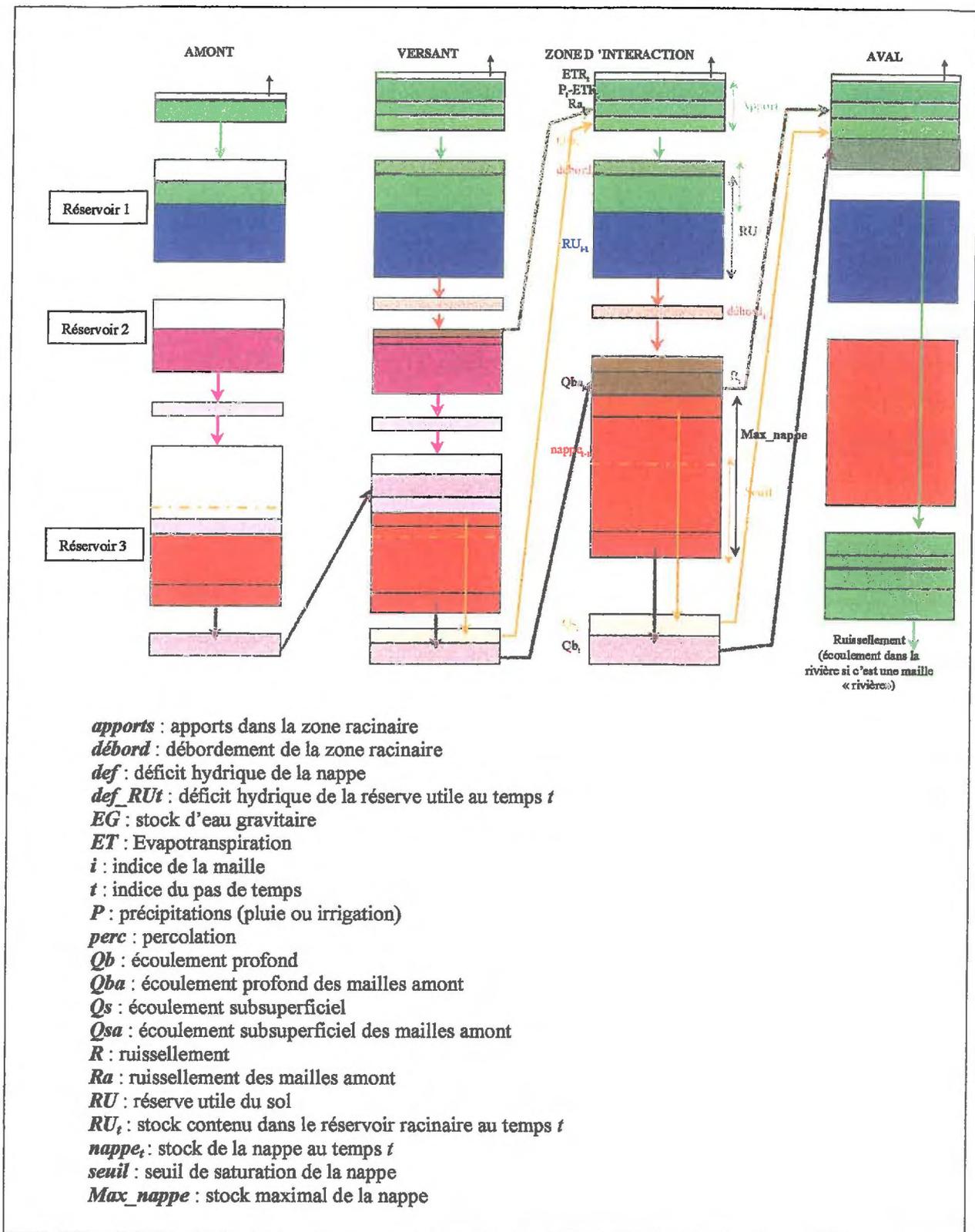


Figure 9 : Schéma du fonctionnement de TNT pour différentes mailles

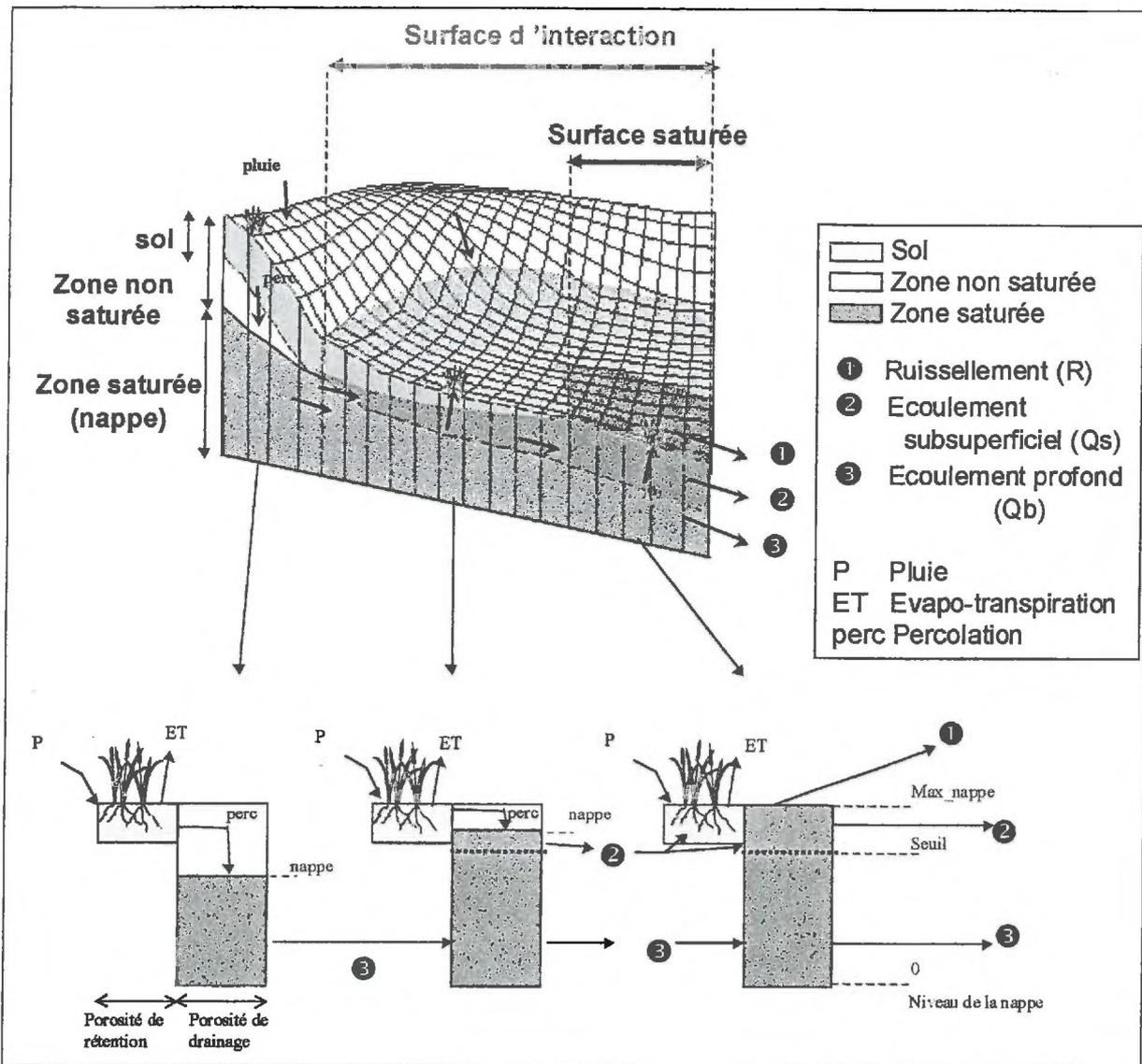


Figure 10. Schéma du fonctionnement de TNT version 1.

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_t) calculée (de façon provisoire, en attendant l'implémentation du module plante) en fonction de l'évapotranspiration potentielle (ETP_t) et du déficit hydrique du sol (def_{RU}) de la manière suivante :

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

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.