Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles.

Florent Tortrat

▶ **To cite this version:**

Florent Tortrat. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles.. Sciences de la Terre. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes, 2005. Français. NNT : . tel-00012049

HAL Id: tel-00012049
https://theses.hal.science/tel-00012049

Submitted on 28 Mar 2006

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

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

THESE

Présentée devant

Agrocampus Rennes

Pour obtenir le titre de docteur de l'E.N.S.A.R.
Mention : **Sciences de l'environnement**

Par

Florent TORTRAT

Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles.

Soutenue le 13 Avril 2005 devant le jury composé de :

Pierre AUROUSSEAU	Professeur, Agrocampus Rennes
Nadia CARLUER	Ingénieur du GREF, Cemagref Lyon
Marie Odile CORDIER	Professeur, IRISA
Chantal GASCUEL	Directrice de recherche, INRA Rennes
Roger MOUSSA	Chargé de recherche, INRA Montpellier, rapporteur
Christian PUECH	Directeur de recherche, Cemagref Montpellier, rapporteur
Véronique SOUCHERE	Chargée de recherche, INA-PG

Avant-Propos

Ce mémoire de thèse est le résultat d'un travail de trois années réalisé dans l'Unité Mixte de Recherche de l'INRA-ENSA Sol, Agronomie et Spatialisation de Rennes. Ce travail a été dirigé par Chantal GASCUEL-ODOUX (directrice de recherche à l'UMR SAS) et Marie Odile CORDIER (professeur de l'université de Rennes 1, responsable du projet DREAM à l'IRISA/Rennes) et encadré par Pierre AUROUSSEAU (professeur à Agrocampus Rennes dans l'UMR SAS) et Véronique MASSON (maître de conférences de l'université de Rennes 1 à l'IRISA/Rennes).

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du projet « PESTICIDES » du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable. La bourse de thèse a été financée par le Conseil Général du Morbihan et par le département Environnement-Agriculture et par celui de Biométrie et Intelligence Artificielle de l'INRA. Cette thèse a été également financée par le MEDD et par le projet « SACADEAU » de l'action transversale INRA-CIRAD « Aide à la décision ».

Des collaborations autour du projet « SACADEAU » se sont mises en place avec Brigitte CHARNOMORDIC (UMR INRA-ENSAM LASB, Montpellier), Michel FALCHIER (Chambre d'Agriculture d'Ille et Vilaine, Rennes), Frédérick GARCIA (UR INRA BIA, Toulouse), Djilali HEDDADJ (Chambre d'Agriculture du Morbihan, Bignan) et Laurence LE BOUILLE (Chambre d'Agriculture du Morbihan, Pluméliau).

Ce travail a été suivi par un comité de pilotage composé de Yves LE BISSONNAIS (Unité science du sol INRA, Orléans), Nadia CARLUER (UR Cemagref QEPP, Lyon), Patrick DURAND (UMR INRA-ENSA SAS, Rennes).

Les données présentées dans ce mémoire de thèse ne peuvent être sorties de leur contexte de recherche et utilisées sans l'accord de l'INRA.

Remerciements

J'aborde cette partie avec enthousiasme puisqu'elle représente la fin de ce travail de thèse et la possibilité de remercier toutes les personnes qui ont permis à cette thèse de naître, de vivre et d'aboutir à une fin heureuse.

Tout d'abord, je tiens à remercier Luc Aquilina qui m'a fait confiance et m'a permis d'arriver jusqu'à ce travail de thèse. Un grand merci aussi à Chantal Gascuel qui n'a pas eu trop peur de prendre quelqu'un dont le but n'était pas forcément de continuer dans la recherche. Elle m'a soutenu et encouragé dans les périodes de doute. Je remercie toutes les personnes qui m'ont encadrées durant ces trois années : Chantal, Marie-Odile Cordier, Véronique Masson et Pierre Aurousseau et qui se sont beaucoup impliquées dans cette thèse, parfois lors de discussions très passionnées.

Sans argent, pas de thèse. Merci à l'INRA et au conseil général du Morbihan d'avoir financé cette thèse et particulièrement à Jean Jacques Labat pour l'intérêt porté à ce projet.

Un grand merci aux personnes qui se sont occupées ou s'occupent encore du bassin versant du Frémeur, grâce à qui nous avons pu recueillir de nombreuses données de terrain et de renseignements sur les pratiques agricoles. Je remercie particulièrement Claire Masson, animatrice du bassin versant du Frémeur, et Yoann Kerhouas, conseiller et technicien sur ce bassin, avec qui cette thèse a commencé et qui m'ont fait découvrir le Frémeur et ses agriculteurs enthousiastes. Un grand merci à Jean Le Corre et Jo Le Goas pour les journées passées aux prélèvements d'eau le long du Frémeur et pour leur gentillesse. Je remercie aussi Laurence et Jean Pierre Le Bouille qui ont pris en main avec la même disponibilité la suite de Claire et Yoann. Enfin, je remercie la chambre d'agriculture du Morbihan pour avoir acceptée de nous fournir les données spatiales sur le Frémeur et l'accueil de Patrice Le Hénaff, stagiaire en maîtrise des sciences et de l'environnement à l'université de Brest, qui a travaillé sur les pratiques de désherbage et l'évolution des états de surfaces du sol. J'en profite pour le remercier du sérieux de son travail.

Je tiens à remercier Patrice Cotinet et Djilali Heddadj, travaillant à la station expérimentale de Kerguéhennec, pour leur disponibilité et l'utilisation de la parcelle de Lan Chebo.

Cette thèse n'aurait pas été aussi enrichissante, ni aussi intéressante sans les collaborations réalisées au sein du projet SACADEAU. Toute ma gratitude à Michel Falchier pour ses explications en agronomie, ses interventions nous permettant de rester dans le concret et sa bonne humeur, Frédérick Garcia pour ses cours de langage C, son aide indispensable dans le développement du modèle décisionnel et du temps passé dessus. Je remercie également Brigitte Charnomordic et Yannick Sannier.

Les modèles ne seraient pas finis sans la participation d'Hervé Squividant, Jordi Salmon-Monviola, Patrice Le Hénaff et Valérie Pessel. Je les remercie de leur travail et de leur enthousiasme.

Un grand merci aux nombreuses personnes qui m'ont aidé à l'Unité Mixte de Recherche Sol-Agronomie-Spatialisation, en particulier Patrick Durand, Jérome Molénat et Odile Quidu pour leurs relectures et conseils.

Je tiens à remercier toutes les personnes de l'UMR SAS pour leur accueil et la bonne ambiance dans ce labo et les petites discussions à la cafet. Je ne citerai personne en particulier car il y aurait trop de monde. Une mention spéciale quand même aux amis de labeur car sans eux cette thèse n'aurait pas été gai tout les jours : Charlotte (Chacha la rouge), Mathieu (l'homme qu'y a vu l'Ours), Valérie, Gwénola, Claudine (violette), Samuel (cui-cui), Julie, les smorels, Marc (le Marseillais), Cédric (pissemik) et mon très sympathique collègue de bureau Stéphane (Monseigneur).

Je souhaite également remercier les personnes qui se sont déplacées pour les différents comités de thèse : Yves Le Bissonnais, Nadia Carluer et Patrick Durand. Merci pour leurs conseils.

Un grand merci aux membres du jury, et principalement à Nadia Carluer, Roger Moussa, Christian Puech et Véronique Souchère, qui ont pris le temps de lire ces quelques pages, de juger ce travail de thèse et pour l'intérêt qu'ils ont porté sur ce travail. Je les remercie aussi pour leur gentillesse, leurs encouragements et leurs conseils, ce qui a permis à la soutenance de se passer pour le mieux.

Pour finir, je tiens à remercier mes parents qui m'ont guidé, aidé, soutenu et encouragé pendant toutes ces années. Un grand merci à Sabrina qui a supporté mes longues soirées passées à l'INRA et qui m'a beaucoup aidé dans les moments difficiles.

Merci à tous.

Florent TORTRAT

Résumé

L'utilisation des produits phytosanitaires dans l'agriculture moderne pose un problème pour l'équilibre des écosystèmes et la santé de l'homme. Un des problèmes majeurs est la dégradation de la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine pour la consommation et la qualité des écosystèmes aquatiques.

Il existe un réel besoin d'outils opérationnels facilitant l'agrégation des processus de transferts au niveau des bassins versants à des fins de maîtrise des contaminations des eaux par les produits phytosanitaires. La plupart des outils opérationnels sont des indicateurs environnementaux, rapides et simples d'utilisation. Cependant, ils ne donnent que un niveau de risque et n'intègrent pas ou très peu l'incertitude liée à des critères spatiaux et temporels.

Cette thèse propose un modèle orienté décision des transferts par ruissellement et subsurface des herbicides. Il vise à produire une évaluation semi-quantitative de la contamination des eaux de rivière par les herbicides à l'échelle de petits bassins versants agricoles (quelques dizaines km²) au cours des quelques mois suivant les traitements. Une nouvelle représentation spatiale a été proposée. Elle est basée sur la spatialisation des pratiques agricoles et des processus physiques de transferts du bassin versant sous la forme d'un arbre d'exutoires de parcelles. Ce niveau de représentation permet une modélisation réaliste, opérationnelle et répondant aux besoins des acteurs locaux.

Le modèle intègre le réseau hydrographique, le réseau de fossés et le réseau de haies structurant l'espace du bassin versant. Les processus majeurs de transfert des herbicides dans les bassins sur socle sont le ruissellement et les écoulements de subsurface. Ces processus sont modélisés de manière simple mais explicite. Le ruissellement est calculé en fonction des états de surface du sol et le degré de contamination par subsurface est calculé en fonction de la profondeur de nappe.

Pour permettre de générer des scénarii réalistes d'itinéraires techniques de désherbage sur des bassins versants comprenant un nombre important de parcelles, un modèle décisionnel est développé et couplé au modèle de transfert. Ce modèle décisionnel simule les décisions des agriculteurs à différents niveaux d'organisation (parcelle, exploitation).

L'application du modèle porte sur le bassin versant du Frémeur, bassin versant du réseau Bretagne Eau Pure.

Abstract

The use of pesticides in modern agriculture is a major problem for ecosystems and human health. One of consequences is major problems is the degradation of the surface and subsurface water quality for consumption and water quality of ecosystems.

There is a real need for operational tools to aggregate of the processes of transfers at the level of the catchments in order to predict the pesticides contaminations of water. The main operational tools are environmental indicators which use is fast and simple. They assess only a level of risk, but do not discretize it in space and time.

An oriented decision model of herbicide transfer by surface runoff and subsurface flow is proposed here. It produces a semi-quantitative valuation of the herbicides river contamination on small cultivated catchments (a few tens km²) during a few months following the treatments. An original spatial representation is established. It is based on agricultural practices and flow path ways in catchment area by using tree structure linking field outlet and their contributory areas. This spatial representation allows a realistic and operational modelling for the end users.

This model is based on a spatial structure that integrates hydrographic, ditches and hedges networks of the catchment. The major processes of herbicides transfers in catchment on low permeable bedrock are the surface runoff and subsurface flow. The surface runoff is calculated according to the surface conditions and the contamination level of subsurface flow is calculated according to the depth of shallow groundwater from the soil surface.

To generate realistic scenarios of weeding technical routes on catchments including a significant number of fields, a decisional model was developed and coupled with the transfer model. This decisional model simulate the farmer decisions in various organization levels (fields, farms).

This model was applied to the catchment of Frémeur, catchment of the network Bretagne Eau Pure.

Mots clés : modélisation, orientée décision, transfert, ruissellement, subsurface, herbicide, bassin versant, agricole, pollution diffuse ;
aide à la décision, qualité de l'eau, modélisation semi-quantitative, modélisation spatiale, modélisation semi-distribuée, arbre de drainage, exutoire de parcelle, aménagement du paysage, haie, bocage, fossé.

Key words : oriented decision model, transfert, surface runoff, subsurface flow, herbicide, catchment, agriculture, nonpoint source.

Sommaire

Introduction **1**

CHAPITRE 1 - Les modèles de transfert des pesticides dans les petits bassins versants agricoles **7**

1 Les processus **9**
1.1 Les processus de dégradation 9
1.2 Les processus de rétention 10
1.3 Les processus de transfert 12
1.3.1 Les transferts de surface 12
1.3.1.1 La volatilisation 13
1.3.1.2 Les transferts par ruissellement 14
1.3.2 Les transferts vers et dans la nappe 17
2 La représentation spatiale des processus de transfert **20**
2.1 Les modes de représentation des données spatiales 21
2.2 L'extraction d'un réseau de drainage à partir d'un modèle numérique d'altitude 23
2.3 La représentation spatiale des processus de transfert sur des bassins versants agricoles 25
3 Conclusion partielle : Choix pour une modélisation orientée décision **27**

CHAPITRE 2 - Contexte de l'application et implication pour la modélisation **29**

1 L'utilisation des herbicides dans les systèmes de culture liés à l'élevage intensif **30**
2 Les processus de transfert de l'eau et des herbicides dans les systèmes sur socle **34**
3 Les stratégies de maîtrise des contaminations des eaux **38**
4 Le site d'application : le bassin versant du Frémeur **42**
5 Conclusion partielle : la conceptualisation du milieu pour la modélisation **48**

CHAPITRE 3 - La représentation spatiale des processus de transfert 51

1 La structure du modèle spatial 51
2 Les données spatiales utilisées en entrée 55
2.1 La couche « parcelle » 56
2.2 La couche « réseau hydrographique » 58
2.3 La couche « réseau de fossé » 59
2.4 La couche « réseau de haie-talus » 59
3 Le réseau de drainage maillé 61
3.1 Le modèle topographique 61
3.2 Le modèle topographique sous contrainte de réseau hydrographique 62
3.3 Modifications du réseau de drainage sous influence du bocage 64
3.3.1 Procédure de rastérisation de l'information 65
3.3.2 Création de « murs » 67
3.3.3 Modification de la direction de drainage 69
4 D'une structure maillée à une structure d'arbre de parcelles 70
5 Conclusion partielle 74

CHAPITRE 4 - La représentation des transferts des herbicides 77

1 Les processus hydrologiques 78
1.1 Le ruissellement à l'échelle de la parcelle 79
1.1.1 Le partage entre l'infiltration et le ruissellement 79
1.1.2 Paramètres de l'évolution des états de surface du sol 83
1.1.3 La prise en compte des zones saturées 88
1.2 L'écoulement de subsurface 92
2 Les processus de transfert des herbicides 97
2.1 L'estimation des stocks d'herbicides dans le sol 98
2.2 La fonction d'échange sol / eau 98
2.3 Le transfert des herbicides par les écoulements de subsurface 99
3 L'agrégation des flux sur le bassin versant 104
3.1 L'agrégation des processus de transfert par ruissellement 104
3.1.1 Le calcul des volumes d'eau ruisselée et infiltrée 104
3.1.2 La prise en compte des bandes enherbées 107
3.1.3 Le calcul des quantités d'herbicides ruisselés 108
3.2 L'agrégation des processus de transfert des herbicides par les écoulements de subsurface 110
3.3 Calcul des concentrations à l'exutoire du bassin versant 110
4 Conclusion partielle 111

CHAPITRE 5 - L'intégration du modèle de transfert dans un outil d'aide à la décision 115

1 La structure globale de l'outil d'aide à la décision 116
2 Le modèle de décision représentant l'application des herbicides 120
2.1 Les connaissances pour l'élaboration du modèle décisionnel 120
2.2 La structure du modèle 122
2.2.1 Les différentes étapes de décision sur la parcelle 122
2.2.2 Les contraintes de décision sur la parcelle 124
2.2.3 L'intégration des décisions sur les parcelles du bassin versant 125
3 L'interface de saisie des paramètres d'un scénario 128
3.1 L'interface graphique pour le modèle de transfert 129
3.2 L'évolution vers une intégration des données du modèle décisionnel 132
4 Conclusion partielle 135

CHAPITRE 6 - L'application du modèle au bassin versant du Frémeur 137

1 Éléments d'évaluation du modèle de transfert 138
1.1 Les données disponibles 138
1.2 Les entrées et sorties du modèle 142
1.3 Résultats 144
1.4 Discussion 149
1.4.1 L'analyse des résultats quantitatifs 149
1.4.2 L'analyse spatio-temporelle du modèle 152
1.4.2.1 L'arbre d'exutoires et les surfaces contributives 152
1.4.2.2 L'impact des zones en herbe et boisées 152
1.4.2.3 Le rôle des haies 153
1.4.2.4 Les relations entre le classement des parcelles à risque et les parcelles contribuant à la contamination du réseau hydrographique 153
1.4.3 Démarches d'évaluation 156
2 L'application du modèle décisionnel 157
2.1 Création des scénarii 157
2.2 Résultat et discussion 158
3 Conclusion partielle : intérêts et limites du modèle proposé 160

Conclusion 163

Bibliographie 167

Annexes 179

Annexe 1 - Article soumis à publication dans un prochain ouvrage des éditions INRA suite au colloque « BV Futur - Savoir et savoir faire sur les bassins versants » des 20, 21 et 22 avril 2004 à Vannes (Cordier *et al.*, 2004).

Annexe 2 - Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives.

Introduction

L'utilisation des produits phytosanitaires dans l'agriculture moderne a été considérée comme un mal nécessaire pour garantir à l'agriculteur une protection rapide et efficace de ses cultures contre la flore adventice, les champignons, les insectes et les autres ennemis des cultures. Cependant, la toxicité obligée pour lutter contre ces nuisibles pose un problème environnemental pour l'équilibre des écosystèmes et la santé de l'homme. Un des problèmes majeurs est la dégradation de la qualité de l'eau de surface et souterraine pour la consommation (en 2000, 95 % des points de prélèvement du Réseau National de Bassin ont été touchés à un niveau incompatible avec une distribution des eaux (IFEN, 2002)). Un autre problème qui commence à préoccuper la société est la contamination de l'air et l'effet sur la santé humaine notamment sur les applicateurs.

Du fait du seuil de potabilité très bas, fixé par la communauté européenne en 1980[1], il est très fréquent en Bretagne comme dans d'autres régions d'Europe et du Monde de trouver dans les eaux de surface des concentrations dépassant ce seuil de potabilité. Des fuites très faibles, inférieures à 1 % des quantités appliquées sur un bassin versant, suffisent le plus souvent à entraîner un dépassement du seuil de potabilité. Ces fuites sont difficiles à prévoir du fait des pertes infimes qui sont mises en jeu et des conditions multiples et aléatoires provoquant ces pertes dans le milieu. La nouvelle réglementation liée à la toxicité pour la vie aquatique est susceptible d'être plus sévère encore puisque la simple prise en compte de la dérive va se traduire par des interdictions d'utilisation de certaines molécules sur des distances qui vont atteindre jusqu'à 50 mètres de part et d'autre du réseau hydrographique.

Nous connaissons dans les grandes lignes la plupart des mécanismes qui influencent le transfert et la dégradation des pesticides de manière individuelle, mais ces nombreux mécanismes interagissent entre eux et avec le milieu de manière complexe. Nous avons alors des difficultés de compréhension des processus à toutes les échelles que ce soit au niveau d'une colonne, d'un lysimètre, d'une parcelle ou au niveau d'un bassin versant. De plus, le changement d'échelle n'est pas évident. Même si des processus de transfert de pesticides peuvent être assez bien reproduits au niveau d'une parcelle, lors du passage à l'échelle d'un bassin versant, le signal de sortie, plus complexe, est délicat à interpréter. Les résultats

[1] Les produits phytosanitaires étant pour la plupart d'entre eux des xénobiotiques, la communauté européenne a décidé qu'ils ne devaient pas se retrouver dans le milieu naturel. Les seuils minimaux de détection, à l'époque, étaient de 0,1 µg/l, la concentration maximale de produit phytosanitaire dans l'eau destinée à la consommation a été fixée au niveau de ce seuil de 0,1 µg/l et de 0,5 µg/l pour le cumul des concentrations des différents produits détectés.

expérimentaux sur les parcelles ne sont pas forcément visibles. De plus, il est difficile, dans des situations réelles à grande échelle, de connaître l'ensemble des paramètres et des données d'entrées nécessaires pour modéliser les processus de transfert et de dégradation. Ces données sont souvent mal connues et généralement variables dans le temps et dans l'espace.

La compréhension des processus et la prédiction d'un transfert vers les eaux de surface et souterraine ne peut se faire sans l'apport de la modélisation. Cependant, malgré tous les efforts qui peuvent être faits pour représenter la réalité, un modèle est une représentation conceptuelle et donc simplifiée des processus réels. De ce fait, il existe de nombreux modèles de transfert de produits phytosanitaires développés pour des objectifs et des systèmes différents.

Les objectifs de ces modèles peuvent être de deux ordres :

- à des fins *de recherche* pour tester des hypothèses sur l'importance de différents processus ;
- à des fins *opérationnelles* par exemple pour la maîtrise des contaminations des eaux par les produits phytosanitaires.

La plupart des outils opérationnels sur les bassins versants sont des indicateurs environnementaux. Ils sont basés sur une hiérarchisation des systèmes et des pratiques agricoles à partir de combinaisons plus ou moins complexes de facteurs de risque. Ces indicateurs sont statiques. Ils ne donnent qu'un niveau de risque et n'intègrent pas ou très peu les critères spatiaux et temporels tels que l'allocation temporelle des applications de pesticides, les relations entre la date d'application et la chronique de pluie ou encore l'influence d'un réseau bocager en fonction de l'arrangement des cultures dans le paysage. Par contre, ils sont généralement rapides et simples d'utilisation. Il est facile, avec ce type d'outil, de passer du diagnostic à l'action sans toutefois donner de valeur à l'action.

Á contrario, les modèles de transfert de pesticides lèvent ces contraintes et abordent de manière plus générale les problèmes. Cependant, ils se heurtent à différentes difficultés pour être utilisés de manière opérationnelle sur des bassins versants. Ils sont généralement à base physique et donc très difficiles à calibrer sur des bassins versants opérationnels faiblement renseignés. L'absence de données précises amène soit à de lourds suivis en temps et en coût ; soit à extrapoler les valeurs à partir d'autres bassins versants similaires. Cette dernière méthode n'apporte qu'un jeu de données acceptable mais pas forcément les valeurs réelles du bassin étudié. Le calibrage de ces modèles permet généralement une prédiction acceptable des concentrations en sortie de bassin versant mais ne détermine pas forcément les causes de ces concentrations. Au vu des incertitudes de ces modèles, les sorties sont plutôt d'ordre semi-quantitatives. De plus, l'influence de l'organisation spatiale du bassin versant n'est pas forcément prise en compte ou ne l'est que de manière partielle. Il est alors difficile de montrer l'influence de la mise en place d'aménagement sur un bassin versant.

Les politiques nationale et régionale de maîtrise des pollutions diffuses par les pesticides se sont mises en place principalement depuis le début des années 90. Par exemple, en Bretagne, la création d'indicateurs de risque parcellaire et les démarches participatives du programme Bretagne Eau Pure II ont permis ces dernières années, une diminution du niveau de contamination sur certaines molécules. Par contre, les molécules maintenant retrouvées

sont beaucoup plus diverses. De plus, il existe encore de fréquents dépassements du seuil de potabilité dans les eaux de surface. Les outils actuels de diagnostic ne sont pas adaptés pour déterminer les causes et conditions qui ont amené ces contaminations. Ils ne permettent pas non plus d'évaluer les effets des actions menées ou d'apprécier les observations qui en découlent. Ces outils ne prennent pas en compte les chemins de l'eau dans le bassin et la connexion des parcelles entre elles. Dans les bassins versants cultivés, le paysage est très marqué par des aménagements anthropiques. Les réseaux de fossés, de haies et de talus ainsi que les pratiques agricoles peuvent favoriser ou ralentir la connectivité entre les parcelles et avec le réseau hydrographique. Ces éléments jouent un rôle important dans la compréhension du devenir des pesticides.

Ce constat nous a amené à développer un modèle dont l'objectif est de prédire de manière opérationnelle et semi-quantitative la concentration des pesticides à l'exutoire d'un bassin versant mais aussi à l'exutoire des parcelles. Ce modèle est basé sur une représentation spatiale spécifique et une transcription simple mais explicite des processus majeurs de transfert des pesticides dans des bassins sur socle.

La représentation spatiale permet de visualiser les entrées et les sorties au niveau des parcelles et leurs conséquences sur la qualité de l'eau au niveau de l'exutoire du bassin versant. Cette approche donne une évaluation plus aisée de l'origine des contaminations et une adaptation plus facile à des modèles d'aide à la décision. Ainsi, l'objectif majeur du modèle que nous développons est de faire ressortir, par modèle, les éléments spatiaux et temporels pouvant expliquer la qualité des eaux.

Pour traduire les mécanismes de la manière la moins complexe possible de fortes hypothèses sont posées :

- ce modèle doit être adapté au contexte breton (nappe sur socle, condition climatique tempérée et océanique, paysage bocager, système de culture lié à l'élevage, …) ;
- notre modèle se limite à des bassins versants de surface moyenne (10 à 100 km²) correspondant à la grandeur de bassins versants d'action comme ceux du programme Bretagne Eau Pure II. Cette taille de bassin versant nous permet de poser deux hypothèses ;
  - le bassin versant est considéré comme exposé à un climat homogène,
  - l'eau de ruissellement met moins d'une journée pour sortir du bassin versant ;
- nous ne traitons que le cas des herbicides parmi l'ensemble des pesticides et plus particulièrement ceux du maïs. Le groupe des herbicides est potentiellement plus susceptible de se retrouver entraîné dans le milieu naturel du fait des quantités importantes appliquées (33 % des pesticides appliqués en France en 2000 (IFEN, 2002)) et d'une mobilité généralement plus forte que les autres pesticides. Ainsi, la majeure partie des dépassements du seuil de potabilité est due à des herbicides ;
- seuls les transferts de surface et de subsurface[2] sont pris en compte ;

[2] Dans ce mémoire, nous allons considérer le terme d'écoulement de subsurface comme étant l'écoulement par voies préférentielles jusqu'à la nappe superficielle suivis d'un transfert horizontal rapide dans la frange supérieure de la nappe jusqu'à la rivière.

- le transport particulaire et les processus pouvant intervenir à l'intérieur des cours d'eau ne sont pas traités ;
- nous ne traitons que les quelques semaines voire quelques mois suivant les applications d'herbicides (pas d'arrière effet, cinétique simplifiée de la dégradation, …) en faisant l'hypothèse que les pics importants de pollution sont principalement liés à l'application de l'année.

Nous développerons les justifications de ces choix et hypothèses tout au long de ce mémoire.

L'intégration du modèle dans un outil d'aide à la décision se fait dans le cadre du projet SACADEAU (Système d'Acquisition de Connaissances pour l'Aide à la Décision sur la qualité de l'EAU). Une démarche par méthode d'apprentissage est mise en œuvre pour établir des relations entre itinéraires techniques de désherbage, aménagement de l'espace, localisation spatiale des itinéraires techniques et caractéristiques de l'année climatique. L'objectif premier est de trouver des préconisations générales pour limiter les risques de transfert de pesticides et faire émerger les conditions générales de transfert en terme de pratique, climat et d'allocation spatiale.

Le mémoire s'articule autour de six chapitres :

- *le premier* consiste en une revue bibliographique sur la modélisation des transferts de pesticides dans les bassins versants agricoles. Nous nous attacherons plus particulièrement à savoir comment les processus de transfert de l'eau et des produits phytosanitaires sont traduits dans ces modèles et quelles sont les solutions données pour représenter le bassin versant dans l'espace et le temps ;

- *le deuxième* chapitre s'applique à exposer le contexte de l'étude tant au niveau des pratiques de désherbage, des particularités des processus de transfert sur socle que des dispositions politiques de maîtrise des contaminations des eaux par les produits phytosanitaires. Ces spécificités conditionnent en grande partie les choix que nous avons pris pour développer ce modèle. Le bassin versant du Frémeur typique de ce contexte est présenté et sert de site d'application du modèle ;

- *les troisième et quatrième* chapitres décrivent les différentes parties techniques du modèle et leurs implications. Dans le troisième chapitre, nous abordons comment le bassin versant est représenté du point de vue spatial dans le modèle élaboré. Cette représentation particulière doit nous amener à visualiser d'une manière intégrative les mouvements de l'eau en surface et à représenter l'influence de différents éléments anthropiques : fossés, bocage, bandes enherbées, … Nous développons, dans le quatrième chapitre, les règles mises en œuvre dans ce modèle pour les différents processus de transfert de l'eau et des pesticides utilisés. Nous aborderons aussi la méthode utilisée pour déterminer les zones privilégiées de contamination de la nappe ;

- *le cinquième* chapitre présente comment ce modèle de transfert s'intègre dans un outil plus vaste d'aide à la décision et décrit les premiers concepts et modules permettant d'aboutir à cet outil d'aide à la décision ;

- *le dernier* chapitre expose les premières utilisations du modèle sur le bassin versant du Frémeur, ses possibilités et limites.

CHAPITRE 1

Les modèles de transfert des pesticides dans les petits bassins versants agricoles

Il existe de nombreux modèles visant à reproduire partiellement ou globalement le devenir des pesticides dans l'environnement. Cette diversité de modèles s'explique par des objectifs finaux différents (type d'application, système étudié, …) ce qui amène à privilégier certains processus plutôt que d'autres ou à décrire ces processus d'une manière plus ou moins détaillée. La représentation des processus de transfert d'eau et de pesticides est, par ailleurs, très influencée par les échelles d'espace et de temps étudiées (Wauchope, 1996 ; Lebel, 1990 ; Blösch *et al.* , 1995).

En outre, malgré une connaissance globale des mécanismes de transfert et de dégradation des pesticides, il subsiste des difficultés importantes à toutes les échelles d'espace et de temps pour décrire les mécanismes. Ceux-ci sont nombreux et interagissent entre eux et avec le milieu. De plus, les quantités de produits phytosanitaires retrouvées dans les eaux ne représentent au plus que quelques pour cent des quantités appliquées (Leonard, 1990). Cette part infime de produit retrouvé dans les eaux fait qu'elle est difficile à évaluer, et donc à modéliser.

Les efforts de modélisation des transferts de pesticides se sont surtout portés sur le devenir des pesticides au niveau de la colonne de sol ou de la parcelle avec des modèles tels que PRZM (Mullins *et al.*, 1992), LEACHMP2 (Wagenet *et al.*, 1989), PELMO (Klein, 1995) ou PEARL (Tiktak *et al.*, 2000) et principalement sur les transferts verticaux. Certains modèles permettent de prendre en compte les flux préférentiels dans la macroporosité tels que AgriFlux (Banton *et al.*, 1997) ou MACRO (Jarvis *et al.*, 1991). Peu de modèles permettent de simuler les transferts latéraux de surface ou de subsurface à l'échelle de bassins versants cultivés. Nous pouvons mentionner les modèles à base physique tels que MIKE-SHE (Abbott *et al.*, 1986), ou conceptuels tels que AGNPS (Young *et al.*, 1987), SWAT (Arnold, 1992) ou ANSWERS (Beasley *et al.*, 1982). La plupart de ces modèles ne prennent en compte que la topographie du bassin versant, parfois, le réseau hydrographique pour déterminer les directions d'écoulement.

L'influence des éléments anthropiques tels que le travail du sol, les réseaux de haies ou de fossés sont peu pris en compte (Dunn *et al.*, 1996). Pourtant, ces éléments sont importants pour déterminer les chemins de l'eau et les processus d'infiltration - ruissellement dans les bassins versants cultivés. Quelques modèles tels que MYDHAS (Moussa *et al.*, 2000) ou STREAM (Cerdan *et al.*, 2001) intègrent une partie de ces éléments.

Généralement, les modèles ont été développés initialement pour simuler les écoulements d'eau ou d'autres solutés comme les nitrates. La modélisation des transferts de l'eau y est généralement bien représentée, au contraire des phénomènes biochimiques propres aux pesticides du fait des difficultés à décrire les mécanismes en jeu.

Notre objectif étant de réaliser une modélisation spatialisée des transferts d'herbicides vers les eaux de surfaces dans des bassins versants cultivés à des fins de gestion et d'aide à la décision, nous verrons comment les modélisations existantes retranscrivent les différents processus de transfert des pesticides et comment ceux-ci sont représentés dans l'espace du bassin versant.

1 Les processus

Les principaux processus intervenant dans la transformation et le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface à l'échelle d'un bassin versant sont (figure 1.1) :

- les phénomènes de dégradation et de rétention qui déterminent les quantités et les formes des produits mobilisables par l'eau au cours du temps ;
- la volatilisation, les ruissellements hortonien et sur surface saturée pour les processus de surface ;
- l'infiltration, les écoulements de subsurface et de nappe pour les processus de transfert en profondeur.

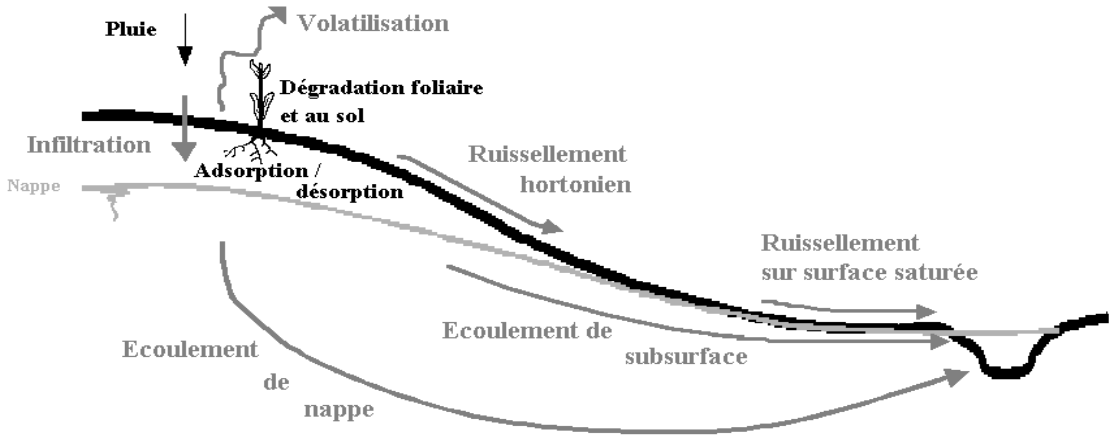


Figure 1.1 : Les différents processus de transformation des pesticides et de transfert de l'eau et dans un bassin versant.

1.1 Les processus de dégradation

La dégradation des produits phytosanitaires est due au caractère instable des produits dans le milieu naturel. Elle est d'origine biologique, par métabolisme à partir des populations de micro-organismes du sol, ou d'origine abiotique, par hydrolyse, photolyse ou par d'autres réactions chimiques. Normalement, la biodégradation est quantitativement plus importante que les transformations abiotiques. Cependant, il est difficile de faire la part des deux qui, le plus souvent, se superposent dans le temps, interagissent et peuvent former des produits de dégradation similaires (Barriuso *et al*., 1996).

La dégradation est couramment représentée par le paramètre de demi-vie de dissipation DT50 qui est le temps nécessaire pour réduire de moitié une quantité initiale donnée dans des conditions de référence. En général, cette valeur est principalement déterminée par la dégradation, mais elle peut, entre autre, prendre aussi en compte des processus de rétention amenant à des résidus de produits non extractibles. Le terme de persistance d'un produit est plus souvent employé car il regroupe les différents phénomènes qui font évoluer les produits dans le sol, à l'exception des processus de transfert.

La dégradation étant très liée à l'activité biologique et à la nature du sol, elle ne dépend pas que des caractéristiques chimiques de la molécule active. La valeur de la DT50 peut varier fortement, principalement, en fonction des conditions climatiques et, en particulier, l'humidité du sol et la température, voire des conditions d'oxydoréduction qui contrôlent l'activité biologique (Baer, 1996).

Dans la plupart des modèles, la dégradation est simulée par une loi du premier ordre fondée sur le paramètre DT50. Le stock de pesticides diminue de manière exponentielle. La fonction utilisée le plus fréquemment est :

$$C_{(t)} = C_{(0)} \exp^{-\frac{\ln 2}{DT50} * t} \qquad [1]$$

où $C_{(t)}$ est la concentration de la molécule au temps *t* et $C_{(0)}$ la concentration initiale au temps 0, exprimées en en mg/kg de sol.

Dans certains modèles, la valeur de DT50 varie en fonction du milieu : au niveau des feuilles de la culture, du sol ou du sous-sol comme dans le modèle PRZM2. Dans d'autres, la valeur de DT50 varie en fonction de la température et de l'humidité du sol (LEACHMP2). Malgré ces adaptations, la plupart des modèles montrent, dans un grand nombre d'études, une surestimation de la persistance des pesticides dans le sol (Beulke *et al.*, 2000). Cette surestimation peut avoir plusieurs origines comme la non-prise en compte de la volatilisation, de la photodégradation, de l'érosion éolienne ou à la difficulté de la représentation même des processus de dégradation.

1.2 Les processus de rétention

La rétention des pesticides dans le sol comprend plusieurs phénomènes (Calvet, 2002). Il s'agit principalement des phénomènes de :

- réactions chimiques. Dans ce cas, des liaisons covalentes entre les molécules retenues et les surfaces des constituants du sol se forment. Il peut s'agir de réactions de complexation de surface due à des échanges de ligands ;
- diffusion moléculaire. Cette diffusion se fait dans les espaces interfoliaires des argiles et dans les agrégats moléculaires des substances humiques ;
- adsorption. Elle se produit à la surface des constituants du sol et implique plusieurs mécanismes moléculaires selon les propriétés des molécules actives et celles des surfaces adsorbantes. Pour ces mécanismes, il s'agit d'interactions électrostatiques ou polaires, de liaisons hydrogène ou de forces de dispersion de London.

Les constituants principaux où s'effectuent la majeure partie des phénomènes de rétention sont les argiles minéralogiques, les oxydes et hydroxydes métalliques et surtout les substances humiques. C'est donc la teneur en matière organique et, dans une moindre mesure, le pH, les teneurs en argile et autres particules fines qui vont influencer la rétention des produits et donc la mobilité des pesticides dans le sol.

La rétention des pesticides par les sols est classiquement caractérisée à l'aide de coefficients de partage ou de distribution entre les phases liquide et solide, et, plus rarement, avec la phase gazeuse. Le plus souvent, la rétention est assimilée à une adsorption instantanée, réversible et décrite par une isotherme linéaire (Wagenet, 1990). Cette isotherme est dérivée de la formule de Freundlich :

$$Q_a = K_f \times C_e^{\,n_f} \qquad [2]$$

où Q_a est la quantité de produit adsorbé par unité de masse d'adsorbant, K_f et n_f sont les coefficients d'équilibre de Freundlich et C_e est la concentration à l'équilibre du produit dans l'eau. Les constituants des sols adsorbent plus ou moins un produit. Il faut donc bien faire attention à ne pas confondre l'adsorbant avec la composition totale d'un sol. Une approximation linéaire est généralement effectuée si le coefficient n_f est proche de 1 et l'isotherme est décrite par :

$$Q_a = Kd \times C_e \qquad [3]$$

où Kd est un coefficient de partage entre les phases solide et liquide en présence. Cette équation n'est valable que dans des systèmes à l'équilibre et suppose une adsorption instantanée et réversible. Cependant, les cinétiques d'adsorption des pesticides par les sols font apparaître très souvent deux phases d'adsorption, la première rapide de quelques heures et la deuxième lente pouvant durer quelques semaines. Dans le premier cas, le processus est réversible alors que, dans le deuxième, il l'est plus ou moins.

Cette adsorption-désorption lente correspond à une fixation plus forte sur la matrice du sol, par adsorption sur des sites moins accessibles. Des processus de stabilisation pouvant aboutir à des phénomènes d'hystérésis existent aussi (Calvet, 2002). L'intégration de ces comportements dans les modélisations a été réalisée de différentes manières. Généralement, deux compartiments de sols sont différenciés, l'un pour l'adsorption rapide, l'autre pour l'adsorption lente. Dans le deuxième compartiment, un coefficient Kd différent peut être utilisé et associé à un coefficient de retardement. Pour introduire les phénomènes d'hystérésis, des équations différentes peuvent être utilisées pour la désorption des pesticides. Ces différents processus peuvent ne pas être négligeables (Barriuso *et al.*, 1996). Par contre, il est difficile de définir les différentes valeurs numériques permettant de caler au mieux ces équations du fait, d'une part, de la difficulté d'acquérir les données permettant de calibrer ces équations et, d'autre part, de la variabilité importante de ces processus dans l'espace et le temps.

Les processus de rétention se font principalement au niveau des surfaces des matières organiques. Pour tenir compte de la variation de la teneur en matière organique dans un sol, un coefficient, généralement noté K_{oc}, est utilisé. Il s'agit de l'expression standardisée du coefficient *Kd* exprimé par unité de masse de carbone organique donnée par le rapport :

$$K_{oc} = \frac{Kd}{f_{oc}} \qquad [4]$$

où f_{oc} est la teneur en carbone organique. Ce coefficient est très variable car les propriétés de la matière organique ne sont pas forcément les mêmes d'un sol à un autre et peuvent varier aussi dans le temps (Gerstl, 1990). D'autres méthodes, comme l'utilisation de fonctions de pédotransfert, sont utilisées pour déterminer le coefficient *Kd* pour un sol donné. L'utilisation de ces fonctions est cependant limitée à une molécule donnée et pour un type de sol donné. Les variables utilisées sont principalement la teneur en matière organique, la teneur en argile et le pH du sol (Weber *et al*., 2004).

Toutefois, dans une modélisation à l'échelle du bassin versant, l'utilisation d'une isotherme linéaire découlant de la formule de Freundlich semble actuellement suffisante. L'intégration de processus tels que l'adsorption lente, la stabilisation et les phénomènes d'hystérésis dans une modélisation est encore mal maîtrisée. Pour autant, les fortes variabilités des coefficients *Kd* ou *Koc* limitent les performances d'un modèle. Plus la durée de la modélisation est longue entre l'application du pesticide et le jour simulé, plus l'incertitude de la modélisation est grande.

1.3 Les processus de transfert

Plusieurs processus de transfert des pesticides sont en œuvre à l'échelle d'un bassin versant. Deux voies de transfert vers les cours d'eau peuvent être différenciées : les transferts à la surface du sol par ruissellement et ceux en profondeur passant par des écoulements de nappe. En dehors des processus de transfert liés à l'eau, la volatilisation n'est pas un phénomène négligeable. Les transferts vers l'atmosphère (volatilisation, érosion éolienne, dérive[1] lors de l'épandage) peuvent atteindre une part importante des transferts représentant jusqu'à 90 % des volumes totaux transférés dans certaines situations (Taylor *et al.*, 1990).

1.3.1 Les transferts de surface

Le ruissellement et la volatilisation sont les processus majeurs des transferts de surface. Les écoulements latéraux sous la surface du sol, du fait d'une rupture de perméabilité à faible profondeur (semelle de labour, par exemple) ou du fait d'un drainage agricole, peuvent être considérés comme des transferts de surface.

[1] Lors d'une pulvérisation, la part des pesticides emportés par le vent en dehors de la parcelle traitée.

Généralement, les écoulements à faible profondeur sont considérés comme des écoulement de subsurface. Ils se situent dans la zone non saturée soit au niveau de discontinuité structurale (semelle de labour) souvent locale, soit au niveau de discontinuité texturale (changement d'horizon de sol) plus étendue spatialement. Ce type d'écoulement est difficile à modéliser du fait de la variabilité spatiale de ces phénomènes, de la nécessité de connaître les profils de sol et d'une connaissance encore mal maîtrisée de ces processus.

1.3.1.1 La volatilisation

Les études et la modélisation des transferts des pesticides vers l'atmosphère n'ont commencé que tardivement et sont peu nombreuses. Ceci résulte d'une prise de conscience tardive de la pollution de l'atmosphère par les produits phytosanitaires et de la difficulté de réaliser des expérimentations sur ce sujet. De très nombreux facteurs influencent les transferts vers l'atmosphère (figure 1.2).

La volatilisation des pesticides est généralement déterminée par la diffusion des molécules à partir de la phase liquide dans le sol ou à partir de la surface de la plante. Le paramètre clé d'un pesticide pour caractériser sa volatilité est la constante de Henry. Cette constante est le rapport entre la pression de vapeur saturante et la solubilité dans l'eau de la molécule. Les modèles utilisent cette constante dans des équations de partage ou de diffusion pour déterminer un pourcentage de volatilisation ou des flux de pesticides vers l'atmosphère.

D'autres paramètres peuvent intervenir pour simuler le transfert des pesticides vers l'atmosphère. Les principaux sont la teneur en eau du sol, la température du sol, la vitesse du vent et les coefficients de distribution entre les phases solide, liquide et gazeuse.

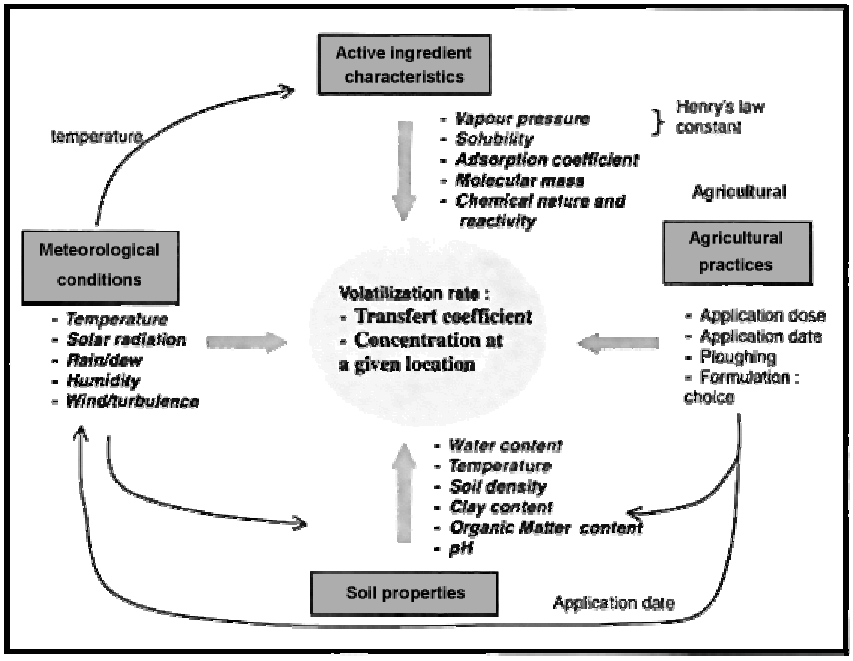


Figure 1.2 : Facteurs influençant les transferts dans l'atmosphère (d'après Bedos *et al.*, 2002).

La simulation des transferts par volatilisation est généralement intégrée dans les modèles fonctionnant à l'échelle de la colonne de sol voire de la parcelle. Quelques modèles spécifiques décrivent ce transport à l'échelle d'une région tels que le modèle PEM (Scholtz *et al.*, 2002). Les modèles de transfert des pesticides vers les eaux de surface à l'échelle du bassin versant prennent rarement en compte ce phénomène, ou de façon limitée, sauf dans des modèles à base physique comme Mike-SHE. La dérive des pesticides lors de l'application est plus souvent prise en compte comme dans le modèle PELMO.

1.3.1.2 Les transferts par ruissellement

Le ruissellement est lié à deux types de processus :

- un ruissellement dit hortonien provoqué par un dépassement de la capacité d'infiltration ;
- un ruissellement par saturation constitué par l'écoulement en surface des précipitations directes tombées sur les surfaces saturées (nappe affleurante).

Dans le premier cas, le ruissellement apparaît lorsque l'intensité de la pluie dépasse la capacité maximale du sol à infiltrer l'eau. Cette capacité, caractérisée par l'infiltrabilité du sol, décroît au cours d'une pluie jusqu'à une valeur constante. Dans un sol homogène avec une nappe profonde, cette constante finale s'approche de la conductivité hydraulique à saturation. L'infiltrabilité du sol décroît aussi au cours du temps en fonction de la dégradation de la structure de surface du sol. Le ruissellement se produit donc lorsque la capacité d'infiltration devient inférieure à l'intensité des précipitations. Le ruissellement est alors constitué par la différence entre ces deux termes.

Les principaux facteurs influençant l'infiltration sont :

- *le type de sol* (structure, texture, porosité). Les caractéristiques de la matrice du sol influencent les forces de capillarité et d'adsorption dont résultent les forces de succion, qui elles-mêmes, régissent en partie l'infiltration. L'*état structural* à la surface du sol joue un rôle majeur. Il est influencé par les propriétés du sol et les conditions climatiques (formation de croûte de battance) ou d'autres facteurs (thermiques et anthropiques) comme les traces de roue laissées par le passage d'engins agricoles ;
- *la teneur en eau initiale du sol.* L'humidité du sol est un facteur essentiel pour caractériser la capacité d'infiltration initiale du sol et son évolution, car les forces de succion sont fonction du gradient d'humidité du sol. L'humidité d'un sol est généralement appréhendée en étudiant les précipitations précédentes cumulées sur une certaine période ;
- *la couverture du sol.* La végétation protège le sol de l'impact de la pluie et diminue ainsi le phénomène de battance. Elle ralentit l'écoulement de l'eau à la surface, lui donnant ainsi plus de temps pour s'infiltrer dans le sol. De plus, les racines augmentent la perméabilité du sol ;

- *la topographie et la morphologie.* Par exemple, une forte pente favorise le ruissellement au dépens de l'infiltration, encore que ce facteur interagisse de manière contradictoire avec d'autres ;
- *l'intensité de la pluie.*

Deux grands types de modélisation peuvent simuler les processus d'infiltration – ruissellement : une modélisation à base physique ou mécaniste utilisant des équations représentant les processus physiques du système étudié ; une modélisation conceptuelle construite sur des règles empiriques calées sur des mesures.

Dans les modèles à base physique ou mécaniste, l'équation de Richards (1931), décrivant les flux d'eau dans les milieux poreux, est souvent utilisée pour simuler l'évolution du front d'humectation qui va conditionner la capacité d'infiltration au cours du temps.

Des équations plus empiriques, se situant plus entre un modèle à base physique et un modèle conceptuel, sont aussi utilisées. Nous pouvons citer, pour les plus connus, le modèle de Philip (1957) et celui de Green et Ampt (1911). Le modèle de Philip s'appuie sur une méthode de résolution de l'équation de l'infiltration verticale pour certaines conditions initiales et aux limites. Ce modèle introduit la notion de sorptivité qui représente la capacité d'un sol à absorber l'eau lorsque l'infiltration se produit uniquement sous l'action du gradient de pression. La sorptivité dépend des conditions initiales, des conditions hydrodynamiques du sol et des conditions aux limites du système. Elle est fonction des teneurs en eau initiales du sol et imposées en surface.

Le modèle de Green et Ampt est basé sur la loi de Darcy et inclut les paramètres hydrodynamiques du sol tels que les charges hydrauliques totales, au niveau du front d'humectation et en surface. Une des hypothèses du modèle de Green et Ampt stipule que la teneur en eau de la zone de transmission est uniforme. L'infiltration cumulative résulte alors du produit de la variation de teneur en eau et de la profondeur du front d'humectation. Ce modèle s'applique bien aux sols à texture grossière. Il reste cependant empirique puisqu'il nécessite la détermination expérimentale de la valeur de la charge de pression au front d'humectation.

Les modélisations plus conceptuelles sont généralement basées sur des relations empiriques exprimant une décroissance de l'infiltration en fonction du temps à partir d'une valeur initiale (soit exponentiellement, soit comme une fonction quadratique du temps) qui tend vers une valeur limite, en général, la valeur de la conductivité hydraulique. La relation la plus connue étant celle de Horton (1938).

Une autre relation empirique, servant à calculer les volumes de ruissellement, est celle basée sur l'équation du Soil Conservation Service – curve number (1972 ; McCuen, 1981) inspirée du modèle de Philip. Cette relation est largement utilisée dans les modèles de gestion américains tels que GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987), AGNPS ou SWAT. Elle utilise la capacité au champ, la profondeur racinaire et un paramètre empirique, appelé « curve number », estimé à partir de séries de mesures aux États-Unis, pour différents types de sols,

d'utilisation des terres et d'aménagement. Cette équation a été adaptée aux conditions pédoclimatiques européennes par Lutz (1984) qui a ajouté un index lié au climat et le flux de base à la sortie du bassin versant.

Une autre approche de la modélisation du ruissellement est basée sur des tableaux experts permettant de définir une pluie d'imbibition[2] et une capacité d'infiltration en fonction des pluies précédant l'événement simulé, du pourcentage de couvert végétal, de la rugosité et du faciès structural du sol. Ces tableaux experts ont été définis par une série de données pour des sols à texture limoneuse principalement du nord de l'Europe et utilisés dans le modèle STREAM (Cerdan *et al.*, 2001). Cette approche, malgré une utilisation restreinte à des sols limoneux, a l'avantage par rapport aux autres approches de s'appuyer sur des données visuelles permettant une compréhension aisée pour les acteurs locaux de l'origine du ruissellement et une acquisition facile des données sur le terrain.

Le ruissellement par saturation est déterminé par la connaissance de la position de la profondeur de la nappe par rapport au sol. Ceci demande une modélisation spatialisée de la nappe. Un exemple de modèle le permettant est le modèle TOPMODEL qui modélise les débits en sortie de bassin versant en fonction d'une recharge moyenne, d'un déficit de saturation moyen sur le bassin versant et de caractéristiques globales. Les déficits locaux sont alors déduits à partir du gradient topographique local et permettent ainsi de déterminer les surfaces saturées. Cette approche a été validée dans différents contextes à nappe superficielle (Ambroise *et al.*, 1996 ; Franks *et al.*, 1998).

Le transfert des pesticides à la surface du sol peut se faire sous forme dissoute dans la phase liquide du ruissellement ou sous forme particulaire adsorbé sur des matières en suspension. La modélisation de l'érosion et du transport des matières érodées peut être alors nécessaire pour des pesticides dont le coefficient de rétention est très élevé. L'érodibilité des sols n'est pas une propriété facilement mesurable. Elle est considérée comme une combinaison complexe influencée par les caractéristiques du sol et des conditions environnementales (cultures, climats, …).

Les modélisations actuelles se basent : soit sur l'Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier *et al.*, 1978) développée de manière empirique à partir de nombreuses données de parcelles cultivées aux États Unis dont les pentes sont uniformes et adaptée par la suite à des conditions plus complexes et pour d'autres régions notamment en Europe (Kinnell *et al.*, 1998) ; soit sur des représentations mathématiques faisant intervenir les nombreux processus hydrologiques et érosifs fondamentaux dans des modèles à base physique. Une autre voie de modélisation a été abordée par Cerdan (2001) dans le modèle STREAM en utilisant différents paramètres topographiques (courbure, pente), l'intensité de la pluie et des caractéristiques du sol et de la culture (état de surface, rugosité du sol, couvert végétal) principalement pour l'érosion diffuse. Dans les modèles de transfert de pesticides à l'échelle de bassin versant, l'USLE est largement utilisée mais des limites fortes sont rencontrées, entre autre pour les bassins dont les pentes sont très variables (Cerdan, 2001).

[2] La pluie d'imbibition correspond au volume d'eau nécessaire pour saturer le sol et donc pour atteindre la conductivité hydraulique à saturation.

Les échanges entre l'eau de ruissellement et le sol sont régis par les phénomènes de rétention (*cf.* Chap. 1-1.2) et peuvent être complétés, pour les modèles à base physique, par l'équation de convection-dispersion (*cf.* Chap. 1-1.3.2).

Le déplacement de l'eau de surface sur le bassin versant peut être modélisé de manière physique généralement par la résolution des équations de Saint Venant (1871), qu'elles soient sous forme complète (onde dynamique) ou simplifiée (onde diffusante ou cinématique). Dans les modèles conceptuels, la méthode de type réservoir est utilisée dans de nombreuses applications.

Le drainage agricole et les transferts très proches de la surface peuvent être assimilés à un ruissellement retardé comme dans le modèle CEQUEAU (Morin *et al.*, 1995).

1.3.2 Les transferts vers et dans la nappe

La modélisation des processus de transfert des pesticides par l'infiltration et par la nappe peut être très différente d'un modèle à l'autre. Toutefois, elle s'appuie généralement sur les lois classiques de l'hydrodynamique (équation de Richards). Les phénomènes d'évapotranspiration et d'interception de l'eau par les racines des plantes peuvent aussi être modélisés. Les transferts d'eau et de pesticides dans la zone non saturée sont généralement représentés par des transferts strictement verticaux alors que les écoulements dans la zone saturée sont représentés par des flux principalement latéraux dans un espace à deux dimensions. De même que pour les processus de ruissellement, deux grands types de modélisation peuvent être différenciés : une modélisation à base physique ou mécaniste ; une modélisation conceptuelle.

Les modèles à base physique ou mécaniste utilisent généralement des équations aux dérivées partielles. La plus utilisée pour simuler les écoulements dans le sol, que ce soit pour la zone non saturée ou la nappe, est l'équation de Richards (1931). Pour utiliser cette équation, les relations entre la teneur en eau volumique, le potentiel et la conductivité hydraulique doivent être connues. Différentes relations existent pour décrire les courbes de rétention (relation entre le potentiel de l'eau et la teneur en eau volumique) et de conductivité (relation entre la conductivité hydraulique et le potentiel ou la teneur en eau).

Une autre équation importante pour le transport des solutés est l'équation de convection-dispersion ou d'advection-diffusion. Cette équation décrit l'évolution de la concentration de la solution du sol en fonction d'un coefficient de dispersion, de la vitesse de pore, de la teneur en eau, de la masse volumique apparente du matériau sec et de l'évolution de la concentration en soluté dans la phase solide. Pour utiliser cette équation, il est nécessaire de connaître la relation entre les concentrations du soluté en phase liquide et solide (*cf.* chap. 1-1.2).

Nous voyons donc que la modélisation à base physique ou mécaniste nécessite de connaître de nombreux paramètres et relations. Certains de ces paramètres sont difficiles à obtenir sur les sites d'étude et sont parfois déterminés par interpolation ou par des fonctions de pédotransfert.

Les modèles conceptuels utilisent, comme pour la surface, des relations empiriques déterminées à partir d'un grand nombre d'expérimentations. La modélisation des écoulements d'eau est généralement basée sur les modèles à réservoir. Le sol est découpé en un certain nombre de réservoirs en fonction de la profondeur du sol et de son comportement comme par exemple la définition de deux réservoirs avec des porosités différentes (porosité de rétention et de drainage).

Les écoulements d'eau d'un réservoir à un autre sont simulés généralement à partir de la valeur de la capacité au champ, du point de flétrissement permanent et de la teneur en eau volumique pour des potentiels spécifiques. De manière générale, des lois empiriques en fonction des hauteurs d'eau dans les réservoirs et de paramètres de calage permettent de déterminer les quantités d'eau qui vont être transférées par évaporation, ruissellement, infiltration ou écoulement de nappe. Par exemple, dans la zone non saturée, pour les flux descendants, lorsque le volume d'eau dans un réservoir dépasse la valeur de la capacité au champ, le volume excédant alimente le réservoir inférieur. Les phénomènes de convection--dispersion sont simulés par mélange total ou partiel dans les réservoirs. Ce transfert est modélisé de manière très simple (Calvet, 1995).

Un autre transfert d'eau et de pesticides vers la nappe n'a pas encore été décrit précédemment et joue un rôle important dans la contamination du réseau hydrographique par les nappes. Il s'agit des transferts par voies préférentielles. Les processus amenant à ce type de transfert court-circuitent l'horizon de surface où se trouve la majeure partie des phénomènes de rétention et de dégradation des pesticides. Ils peuvent être très différents. Il s'agit généralement d'écoulement dans les macropores[3] du sol. Ces macropores ont plusieurs origines comme la texture du sol, les phénomènes d'agrégation et de fissuration, l'activité biologique ou certaines pratiques agricoles (travail du sol, tranchée de drainage).

La modélisation de ces transferts par voies préférentielles est, elle aussi, très diverse. Elle peut se baser sur des processus physiques comme des modèles à plusieurs domaines de porosité ou sur des processus chimiques comme des modèles à plusieurs sites d'adsorption. Pour les modèles à plusieurs domaines de porosité, nous pouvons différencier des approches eau mobile – eau immobile ou des approches micropores – macropores comme dans le modèle MACRO (Jarvis, 1991). Ces différentes approches sont généralement utilisées dans des modèles à base physique. Des modèles à réservoirs ont introduit ce type de transfert à partir de deux types de vidange possible (rapide ou lente), d'un pourcentage de l'eau qui court-circuite les couches superficielles ou de la prise en compte du concept d'eau mobile – immobile (Jarvis, 1998).

[3] Les macropores sont décrits comme des pores importants dans lesquels l'eau n'est pas sous l'influence de forces capillaires.

Nous constatons que la modélisation des transferts de pesticides vers la nappe et dans la nappe n'est pas des plus simples. De nombreux processus sont impliqués et interagissent. Les facteurs qui les contrôlent sont très variables dans le temps et dans l'espace. Ces problèmes de variabilité sont toujours présents à l'échelle d'un bassin versant et peuvent prendre plus d'importance que la représentation fine des processus. Ainsi, le rôle intégrateur des modèles conceptuels semble permettre une modélisation plus aisée en terme de représentation des processus et plus claire en terme d'utilisation du modèle à des fins de gestion.

En conclusion, la variabilité du milieu dans le temps et dans l'espace tant au niveau des caractéristiques structurales et chimiques des sols et du sous-sol que des conditions climatiques et biologiques, rend difficile une modélisation strictement mécaniste à l'échelle du bassin versant. Les modèles mécanistes ou conceptuels actuels fournissent davantage des ordres de grandeur de la concentration maximale ou de flux annuels que des valeurs précises. Cependant, ils apportent des informations temporelles et spatialisées permettant de comprendre la hiérarchie des processus mis en jeu et les impacts de différents scénarios de gestion du bassin versant.

2 La représentation spatiale des processus de transfert

Pour déterminer l'origine et les raisons des pollutions diffuses d'origine agricole par les produits phytosanitaires, il est nécessaire de modéliser les transferts de pesticides dans l'espace et donc de passer par une modélisation spatialisée qu'elle soit distribuée ou semi-distribuée. Dans une modélisation distribuée, l'espace est discrétisé de manière régulière au contraire des modélisations semi-distribuées où l'espace est discrétisé en fonction d'objets géographiques tels que les bassins versants, les parcelles, les types de sol ou une combinaison de plusieurs de ces objets dont les caractéristiques sont homogènes vis à vis des processus modélisés. De ce fait, il est nécessaire d'avoir en entrée des données spatialisées pour pouvoir modéliser les chemins de l'eau dans l'espace ainsi que les processus de transfert et de transformation. Ces informations géographiques sont généralement regroupées dans un Système d'Information Géographique (SIG). Elles peuvent être représentées sous plusieurs formes (figure 1.3). Chaque type de représentation a ses intérêts et ses limites.

Outre les données géographiques telles que le parcellaire, l'occupation du sol, les éléments paysagers ou les données pédologiques, l'altitude est un élément important d'une modélisation hydrologique distribuée ou semi-distribuée. C'est à partir de cette couche d'information qu'il est possible de déterminer les directions d'écoulement.

Dans cette synthèse bibliographique, nous exposons, dans un premier temps, les différents modes de représentation des données spatiales et plus particulièrement ceux pour les données d'altitude. Nous abordons ensuite les méthodes permettant de générer un réseau de drainage à partir d'un Modèle Numérique d'Altitude (MNA). Puis, nous présentons différentes représentations spatiales des transferts de produits phytosanitaires dans des modèles fonctionnant à l'échelle du bassin versant.

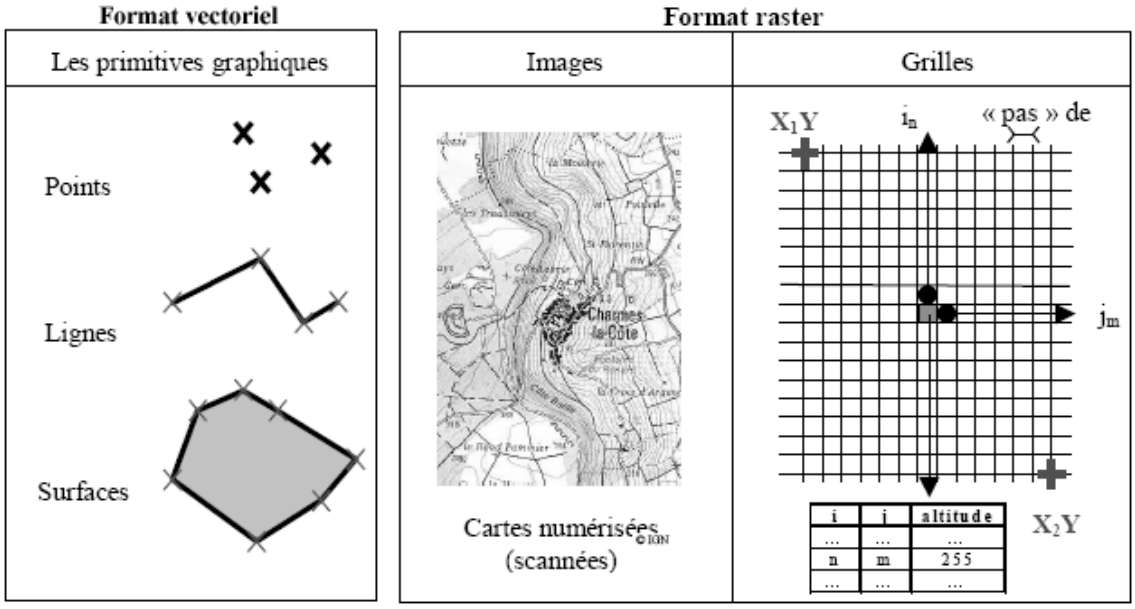


Figure 1.3 : Principaux modes de représentations numériques des informations géographiques.

2.1 Les modes de représentation des données spatiales

Actuellement, la plupart des données spatiales sont numérisées et regroupées dans un SIG. Ces données sont stockées sous différents modes de représentation (figure 1.3) :

- sous une forme *vectorielle*. Les objets[4] sont représentés, soit par un point, soit par un ensemble de segments, soit par un ensemble de segments fermés définissant le contour d'une surface. L'intérêt de ce format est de pouvoir définir de manière précise la situation géographique de l'objet et de son contour. Elle permet *a priori* de mieux appréhender la réalité en permettant d'avoir une information plus dense là où la variabilité du phénomène est la plus forte. Ce type de format est très adapté pour visualiser les données, les recouper ou déterminer des relations spatiales entre les différentes couches de données. Par contre, la modélisation des transferts d'eau et de pesticides n'est pas encore aisée avec ce type de représentation mais elle se développe de plus en plus (Bocher, en cours). Néanmoins, la forme et la surface très variables des objets sont difficiles à prendre en compte dans une modélisation avec ce type de représentation ;
- sous une forme *raster*. Dans ce cas, l'espace est discrétisé selon une grille régulière dont les cellules élémentaires sont couramment appelées mailles ou pixels. La maille prend la valeur représentative du secteur couvert par la cellule[5]. Il s'agit d'un modèle maillé. La taille des mailles est déterminée par le pas du raster qui définit sa résolution. La structure raster s'accommode mal des variabilités qui s'expriment à l'intérieur de la cellule de base. Ainsi, le choix pour définir la valeur d'une maille n'est pas neutre. Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour définir la valeur qui va être affectée à chaque maille. Il peut s'agir d'une interpolation, d'une moyenne spatiale simple ou pondérée. La visualisation des données sous cette forme n'est pas non plus forcément très réaliste. Mais, la structure matricielle des représentations raster permet une utilisation simple et une maniabilité plus importante que les représentations vectorielles. Il est à noter qu'un nouveau type de raster multi-échelle à base de mailles irrégulières permet, comme pour les représentations vectorielles, de concentrer l'information là où la variabilité des données est plus élevée. Cependant, ce type de raster supprime la simplicité d'utilisation de données sous forme matricielle ;
- sous forme d'*image*. Cette représentation sert surtout pour mettre un paysage sur d'autres couches existantes afin de faciliter la compréhension des données et en extraire des données spatiales qui seront utilisées pour créer des couches de données dans les deux autres formats.

[4] Un objet est un polygone, un segment ou un point caractérisé par une valeur pour un paramètre donné ou un thème donné. Dans un SIG, les différents objets d'un même paramètre ou d'un même thème sont regroupés au sein d'une même couche. Plusieurs couches peuvent ainsi être superposées.

[5] Dans certains cas, une maille et donc la valeur qui lui est associée peut désigner le nœud se trouvant à l'intersection des lignes formant les cellules de base. Il s'agit d'un modèle centré.

Une couche importante dans la modélisation des transferts d'eau et de matières est le MNA, appelé aussi Modèle Numérique de Terrain (MNT) représentant la topographie de la zone d'étude. Trois représentations classiques sont utilisées (figure 1.4) : une représentation à partir de maille carré, une représentation à partir de triangle, une autre à partir des courbes de niveau.

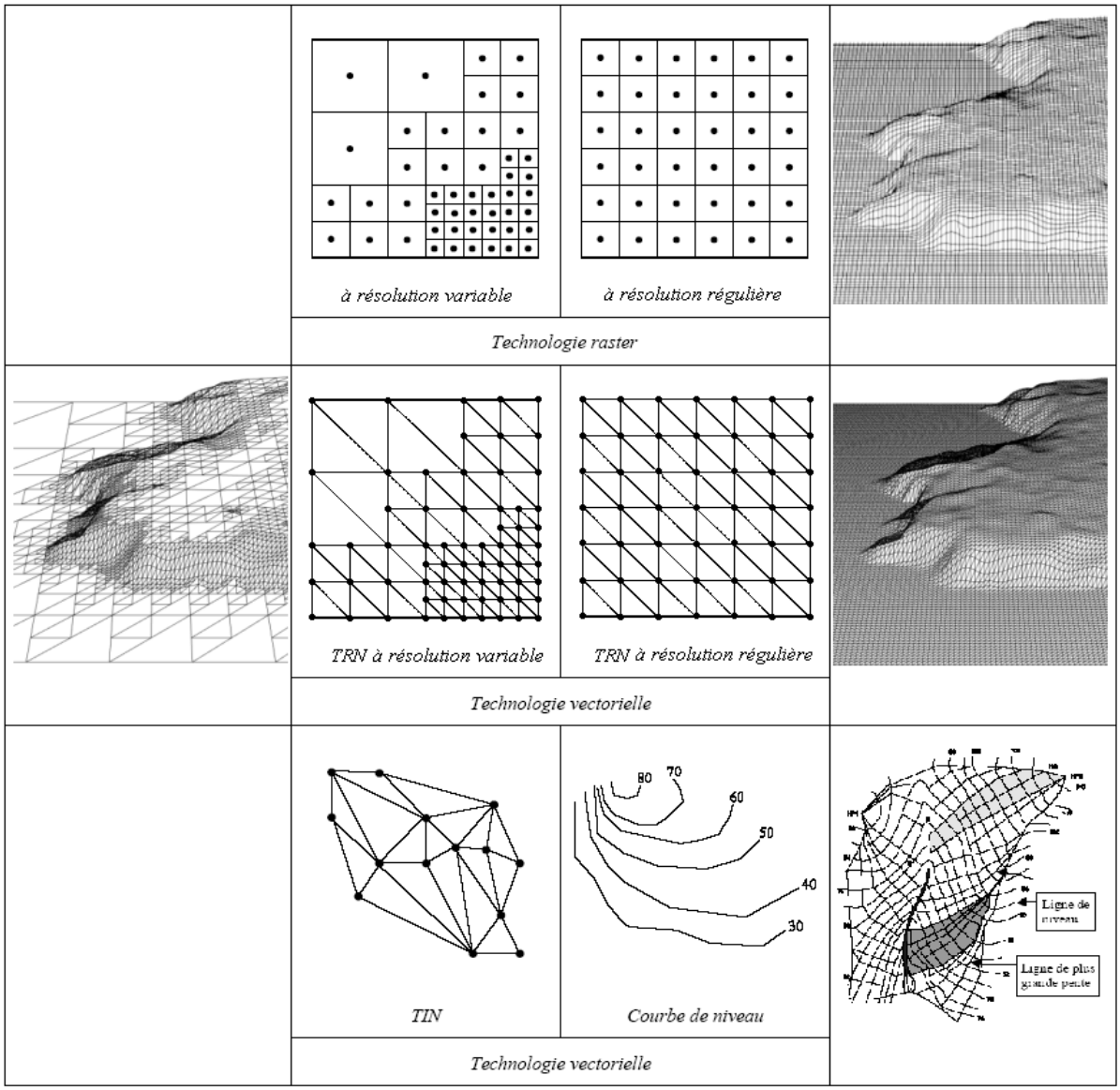


Figure 1.4 : Modes de représentations classiques des modèles numériques d'altitude.

La représentation en TIN (Triangulated Irregular Network) peut permettre une codification très complète. L'altitude est donnée en chaque nœud où se rejoignent les triangles ou, encore, elle est déterminée pour chaque triangle en fonction des altitudes à leur sommet. La surface ou la forme des triangles peut être déterminée en fonction d'autres objets du terrain (parcelle, cours d'eau, bassin versant, densification à l'approche de talus, …) ou des variations de l'altitude (densification au niveau de forte pente, …). La construction de types dérivés comme une topologie de parcelle avec des notions d'amont – aval, de voisinage et de connectivité entre éléments peut être envisagée.

Une représentation intermédiaire entre un raster et un TIN existe aussi. Il s'agit d'une représentation raster à maille triangulaire. Cette représentation est mieux adaptée pour la visualisation que les représentations raster. Elle s'appuie sur les données d'altitude aux quatre coins des mailles raster et divise en deux ces mailles pour former deux triangles isocèles rectangulaires qui servent de base pour la création de surface 3D en utilisant le plan formé par les trois côtés du triangle. De même que pour les représentations raster, elle peut avoir une résolution variable.

La représentation en courbe de niveau est généralement associée à un découpage entre les lignes de niveau et les lignes de plus grande pente. Ceci permet d'avoir une représentation implicite des zones convergentes et divergentes sur le bassin étudié et donc de déterminer plus aisément les directions de drainage et les calculs de flux (Carluer, 1998).

Par contre, l'implication d'un choix dans la sélection des éléments significatifs, lors de la saisie, donne au MNA vecteur un côté pré-interprété qui peut être gênant. En comparaison avec les représentations raster, la simplicité et la maniabilité de ces derniers expliquent, en grande partie, pourquoi les représentations raster sont actuellement les plus utilisées.

2.2 L'extraction d'un réseau de drainage à partir d'un modèle numérique d'altitude

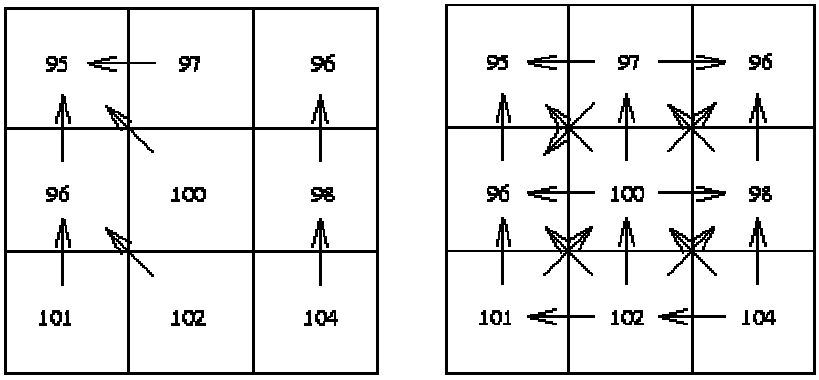
Les MNA définis par un TIN ou par des courbes de niveau sont plus difficiles à manipuler par rapport au MNA raster en raison de l'organisation irrégulière des nœuds. C'est pourquoi, nous abordons, dans ce paragraphe, seulement les méthodes utilisant une représentation raster.

Plusieurs méthodes ont vu le jour pour permettre de générer la direction de drainage pour chaque maille à partir d'un MNA et pour produire un modèle de drainage.

Un modèle de drainage est une couche d'informations qui décrit l'orientation du drainage pour chaque maille du MNA. Deux approches sont possibles soit par :

- *des écoulements mono-directionnels* (figure 1.5.a). Dans un modèle de drainage mono-directionnel, une maille du MNA est supposée drainer l'ensemble du volume d'eau qu'elle reçoit de son bassin versant vers la maille immédiatement voisine qui a l'altitude la plus faible ou qui se trouve dans la plus grande pente. L'algorithme le plus répandu est celui d'O'Callaghan et Mark (1984) baptisé « D8 ». Il utilise la ligne de plus grande pente et une attention particulière est portée au calcul des pentes selon les diagonales ;
- *des écoulements multi-directionnels* (figure 1.5.b). Dans un modèle de drainage multi-directionnel, une maille du MNA est supposée drainer l'ensemble du volume d'eau qu'elle reçoit de son bassin versant vers les mailles qui sont ses voisines immédiates et qui ont une altitude plus faible. Le volume d'eau reçu du

bassin-versant est réparti entre ces différentes mailles voisines plus basses, au *prorata* de la différence d'altitude entre la maille centrale et ses voisines. Différents algorithmes sont utilisés et se différencient principalement par des coefficients pondérateurs définis par la géométrie du problème (Freeman, 1991 ; Quinn *et al.*, 1991 ; Holmgren, 1994). Les volumes d'eau peuvent être aussi répartis en fonction d'une ligne de partage des eaux (Costa-Cabral *et al.*, 1994 ; Tarboton, 1997).



a) b)

Figure 1.5 : Exemples de modèles de drainage a) mono-directionnel ; b) multi-directionnel.

Les modélisations de transfert d'eau utilisent généralement un réseau de drainage. Nous appelons réseau de drainage l'ensemble des chemins que suit l'eau avant d'atteindre un exutoire absolu (d'altitude zéro) ou relatif. Il est représenté par un arbre de drainage (mono-directionnel) ou par un graphe de drainage (multi-directionnel). Ce réseau de drainage est déduit du modèle de drainage corrigé des anomalies de drainage[6]. Les anomalies de drainage se trouvent généralement en grand nombre formant des cuvettes d'où l'eau ne sort pas. Ce type de situation ne se retrouve pas naturellement excepté dans des conditions environnementales spéciales (régions karstiques, endoréiques et moraines). Dans les autres cas, les anomalies de drainages se produisent pour plusieurs raisons : indépendance des estimations des altitudes ; faible dénivelé, vallées étroites ; impact des sur-sols (massif forestier, bâtiments, …).

La méthode classique de correction des anomalies de drainage est la méthode dite « méthode des lacs » ou « méthode de la coulée de béton ». Elle consiste à corriger l'altitude dans les cuvettes et à déterminer le premier point d'échappement du trop plein. Deux solutions existent : soit d'inverser le lien entre le point bas et le col (Fairfield *et al.*, 1991) ; soit de créer une zone plane sur toute la surface « inondée » (Tarboton, 1997).

L'utilisation d'un réseau de drainage mono-directionnel ou multi-directionnel dépend des objectifs de modélisation. Un réseau de drainage multi-directionnel permet de mieux prendre en compte la dispersion de l'eau dans le bassin versant. Il est très utilisé pour la modélisation des écoulements de nappes comme dans le modèle TOPMODEL et pour la modélisation spatiale des objets surfaciques comme les zones hydromorphes de bas-fonds. Au

[6] Une anomalie de drainage est définie comme un site convergent (concrètement, la cellule centrale est entourée par huit cellules qui sont toutes plus hautes qu'elle).

contraire, il est jugé généralement trop dispersif pour simuler les écoulements de surface qui ont généralement tendance à se concentrer (réseau hydrographique, rigole d'érosion, …). Dans ce cas, un réseau mono-directionnel est mieux adapté (Tarboton, 1997 ; Beaujouan *et al.*, 2000) (figure 1.6).

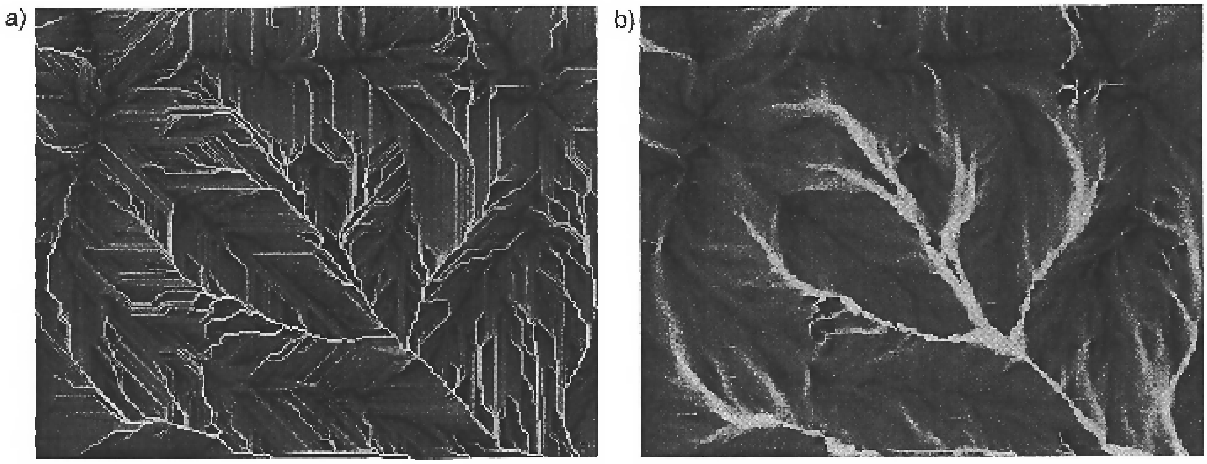


Figure 1.6 : Exemple de raster de l'aire drainée pour chaque maille en fonction d'un réseau de drainage a) mono-directionnel ; b) multi-directionnel (d'après Tarboton, 1997).

2.3 La représentation spatiale des processus de transfert sur des bassins versants agricoles

Pour pouvoir modéliser les chemins de l'eau dans l'espace ainsi que les processus de transfert et de transformation, les modélisations doivent intégrer au mieux les caractéristiques des paysages cultivés très structurés par la mosaïque du parcellaire et de différents réseaux (rugosité du sol, haie-talus, fossés, …). La plupart des modèles de transfert sont distribués et maillés. La disponibilité des données d'entrée et le fonctionnement des modèles imposent une taille de maille en rapport avec la surface d'intégration et la taille des éléments (mosaïques, réseaux, …), surface du bassin versant considéré.

Cependant, plus les bassins versants sont grands, plus le nombre de mailles est grand, et moins les structures des paysages cultivés peuvent être prises en considération. L'information au niveau des mailles peut être alors regroupée sous forme d'Unité de Réponse Hydrologique (HRU) et agrégée sous forme de pourcentages de chaque type de HRU (León *et al.*, 2001). Fisher *et al.* (1997) font remarquer que AGNPS et ANSWERS, deux modèles conceptuels distribués, sont très faiblement sensibles à la répartition des données spatiales. Sur les bassins versants de grande taille, les modèles semi-distribués utilisés découpent le bassin initial en sous bassins élémentaires (FitzHugh *et al.*, 2000 ; Lacroix *et al.*, 2002) sans prendre en compte les structures paysagères. Pourtant, des observations, sur une trentaine de bassins versants de moins de 10 kilomètres carrés, ont montré l'influence de la position des parcelles traitées par rapport au réseau hydrographique (Colin *et al.*, 2000).

À l'opposé, des modèles maillés comme le modèle STREAM (Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management) (Cerdan, 2001) intègrent bien les aménagements anthropiques mais requièrent un maillage très fin (5-10 m) et ne les intègrent que sur quelques kilomètres carrés. Le modèle MHYDAS (Modélisation HYdrologique Distribuée des AgroSystèmes) (Moussa *et al.*, 2002), intermédiaire, décompose le bassin versant en unités hydrologiques créées à partir des sous-bassins versants et des parcelles culturales. Ces unités hydrologiques se déversent principalement dans les fossés et le réseau hydrographique. Cependant, il est possible qu'une unité hydrologique puisse se déverser dans une autre unité. Le modèle intègre certaines structures paysagères telles que les fossés et les limites parcellaires mais ne prend pas en compte les haies et les talus.

3 Conclusion partielle : Choix pour une modélisation orientée décision

L'intérêt de connaître l'origine et les raisons des pollutions diffuses des cours d'eau par les pesticides a amené le développement de nombreuses modélisations.

Au niveau des processus de dégradation et de rétention, la majeure partie des modèles utilisent une loi du premier ordre du type de la fonction [1] pour la dégradation, et la formule de Freundlich ou son approximation linéaire pour la rétention des pesticides.

L'utilisation d'une modélisation sur des bassins versants peu renseignés ne permet pas la description détaillée de tous les processus. Le calage des fonctions des modélisations à base physique sur ce type de bassin ne semble pas permettre une amélioration des résultats par rapport à une approche conceptuelle, du fait d'une variabilité spatio-temporelle importante et difficile à caractériser, qui amène une incertitude élevée sur les résultats.

Les contaminations des cours d'eau par les pesticides liées aux transferts de surface sont très influencées par les aménagements anthropiques et la position des parcelles par rapport au réseau hydrographique. Cependant, peu de modélisations rendent compte de ces organisations spatiales. Il semble donc nécessaire de faire un effort dans ce domaine pour intégrer au mieux ces éléments, tout en ménageant des échelles d'intégration assez importantes de l'ordre de dix kilomètres carrés.

Au vue des connaissances actuelles et dans l'objectif d'une modélisation opérationnelle sur des bassins versants de taille moyenne (10 km²), une approche conceptuelle semble la plus adéquate.

CHAPITRE 2

Contexte de l'application et implication pour la modélisation

Les modèles sont des représentations conceptuelles et donc simplifiées de la réalité. Ils sont fondés sur des hypothèses qui doivent être valables et s'appliquer dans des conditions particulières. Les hypothèses sont liées aux objectifs et au milieu pour lequel le modèle est utilisé. Le modèle développé ici doit pouvoir être utilisé de manière opérationnelle sur des bassins versants de taille moyenne (quelques dizaines de kilomètres carrés), sur socle, dans un contexte de cultures liées à l'élevage.

Dans un premier temps, nous verrons comment l'agriculteur gère la protection de ses cultures vis à vis de la flore adventice par des traitements chimiques, principalement dans un contexte d'élevage intensif et pour les cultures céréalières. Cette question nous a amenés à réfléchir et définir une typologie des stratégies de désherbage.

Dans un deuxième temps, nous analyserons les chemins de l'eau et des pesticides dans les bassins versants sur socle.

En dernier lieu, nous montrerons quel est le contexte régional de maîtrise des pollutions par les produits phytosanitaires et son application sur un bassin versant, celui du Frémeur. De ces différentes conditions découleront les choix faits pour le modèle.

1 L'utilisation des herbicides dans les systèmes de culture liés à l'élevage intensif

La Bretagne est une région très agricole, deux tiers du territoire sont des terres cultivées. Les exploitations agricoles professionnelles[1] sont de tailles moyennes, situées pour les trois quarts d'entre elles entre 20 et 100 ha de Superficie Agricole Utile (SAU) avec une moyenne avoisinant les 46 ha. La part de l'élevage dans l'agriculture bretonne est très importante. Elle représente plus de 70 % de la production agricole (chiffre 2002, CRAB, 2003). Les cultures sont donc principalement liées à l'élevage. Un quart de la superficie cultivée est en maïs, un autre quart en blé et autres céréales, 40 % en prairies, les autres cultures ne représentent que 10 % de la SAU (tableau 2.1).

	superficie (ha)	**% / total**	**% / SAU**
maïs grain + maïs fourrage	429 200	16	24
autres céréales	431 120	16	24
autres cultures	129 590	5	7
prairies + jachère	826 052	30	45
SAU	1 815 962	66	100
surface non cultivée	936 335	34	
superficie totale bretonne	2 752 297	100	

Tableau 2.1 : Répartition du territoire en Bretagne en 2002 (CRAB, 2003).

Nous ne traiterons que des pratiques agricoles relatives au maïs et au blé car ces deux cultures représentent la part prépondérante des surfaces traitées avec des pesticides. Étant donné que les contaminations des cours d'eau et des nappes sont principalement le fait des herbicides (IFEN, 2002), nous nous limiterons aux seules stratégies de désherbage.

Les observations suivantes sur l'organisation des cultures en fonction des types d'exploitation et sur les stratégies des agriculteurs pour le désherbage des parcelles de maïs sont une synthèse des travaux auxquels j'ai participé et qui ont été réalisés à partir :

- d'enquêtes effectuées auprès de la majorité des agriculteurs du bassin versant du Frémeur, soit une trentaine d'agriculteurs (Le Hénaff, 2002) ;
- de l'expertise des conseillers de chambres d'agriculture, participant au groupe de travail sur les prises de décisions des agriculteurs vis à vis du désherbage des parcelles dans le cadre du projet «SACADEAU» de l'action transversale INRA--CIRAD « Aide à la décision » (www.irisa.fr/dream/SACADEAU/index.htm).

[1] Une exploitation est dite « professionnelle » lorsqu'elle occupe au moins 0,75 Unité de Travail Annuelle et dégage une marge brute standard d'au moins 8 Unités de Dimension Economique (soit 12 ha équivalent-blé). Elles représentent presque 70 % des exploitations et plus de 90 % de la SAU bretonne.

Les principaux systèmes de cultures dans les exploitations dont la production animale est dominante sont au nombre de deux :

- un système de rotation à cultures annuelles de type maïs – blé ou maïs – blé – orge – culture légumière. Ce système est surtout présent dans les exploitations faisant du hors sol comme en production porcine ou avicole mais aussi sur les parcelles éloignées du siège d'exploitation ;
- un système de rotation avec des prairies temporaires pendant 3 à 5 ans suivies par un à deux ans de maïs puis des céréales. Ce système se rencontre dans les exploitations où la production laitière et bovine est dominante.

L'élevage étant prédominant, la gestion des cultures passe souvent en deuxième plan dans les exploitations. Les agriculteurs essaient de passer le moins de temps possible sur les parcelles. Le traitement des cultures doit être le moins contraignant et le moins coûteux en temps. Trois qualités sont perçues comme primordiales pour l'agriculteur : l'efficacité vis-à-vis de la flore adventice ; le coût des produits ; la sélectivité en regard de la culture en place (enquêtes réalisées par la chambre d'agriculture du Morbihan). Les critères tels que les impacts sur la santé de l'applicateur, la qualité des productions, l'environnement (sol, eau, biodiversité) sont peu mentionnés comme des critères de premier ordre par les agriculteurs.

L'agriculteur demande en général le conseil d'un technicien. Ce conseil, renouvelé chaque année, est généralement suivi par l'agriculteur. Il délègue donc une partie de ses décisions à un conseiller technique. Celui-ci est, dans la plupart des cas (de l'ordre de 95% en Bretagne), un conseiller de coopérative qui effectue, de paire avec le conseil, la vente des produits. Le conseil et la prescription sont donc le fait d'une même personne. Le conseil porte en général sur une stratégie de désherbage ou « programme de désherbage », impliquant le choix des périodes, des produits et des doses de traitement. Cette stratégie est choisie très tôt dans l'année. Elle conduit à la commande des produits quelques mois avant leur application.

Trois grandes stratégies de désherbage sont distinguées selon la période de traitement : application avant la levée de la culture ; après la levée de la culture ; ou bien fractionnée en deux temps. La première stratégie de pré-levée peut être considérée comme une stratégie d'assurance : une dose importante juste après le semis permet de garantir l'efficacité du produit. La deuxième stratégie de post-levée peut être vue comme une stratégie d'adaptation car elle consiste à différer l'application et/ou à en diminuer la dose. L'application se fait à partir d'observations directes des parcelles ou, le plus souvent, d'observations attendues en fonction de l'historique des parcelles et du climat. Cette stratégie d'adaptation est surtout motivée par une réduction des coûts. La troisième stratégie est aussi une stratégie d'adaptation et motivée par une réduction des coûts. Une dose faible est appliquée juste après le semis et un deuxième passage est réalisé en post-levée en fonction de la flore adventice présente sur la parcelle.

Les produits conseillés sont choisis parmi ceux disponibles au catalogue de la coopérative. En général, les produits diffèrent en terme de spécialité commerciale mais recoupent quelques matières actives communes aux différents catalogues des coopératives. Le traitement chimique en plein est très majoritaire par rapport aux techniques alternatives comme le binage et le désherbage mixte. Les contraintes de temps et d'efficacité sont, au dire des agriculteurs, les principaux freins du développement de ces techniques alternatives.

Les stratégies de désherbage dans le cas du maïs sont les suivantes :

1. la stratégie de pré-levée vise en un seul passage, le désherbage des graminées et des dicotylédones par des produits ayant une action par absorption racinaire. Le désherbage est réalisé juste après le semis ou le plus tôt possible après le semis, en tout cas dans les quinze jours qui suivent le semis, soit approximativement autour de la deuxième quinzaine d'avril. En cas d'échec, un rattrapage peut être effectué soit pour le désherbage des graminées, soit pour celui des dicotylédones, soit pour les deux. Ce rattrapage se fait entre le stade 3 et 5 feuilles. Il peut se faire en combinant un binage. L'atrazine était la molécule utilisée auparavant. Depuis son interdiction, il n'existe pas de molécule aussi efficace pour ce type de stratégie. Cette stratégie est donc de moins en moins utilisée. Les produits de remplacement utilisés sont : alachlore (LASSO, et autres), métolusam et flufénacet (DIPLOME), diméthénamide (FRONTIERE, SYNTAXE), isoxaflutole (MERLIN). Dans ce cas, ces produits sont le plus souvent utilisés ensemble ;
2. la stratégie de post-levée est effectuée en deux passages, plus technique, permet de minimiser les coûts de désherbage. Les produits utilisés ont une action au niveau des feuilles. De ce fait, cette stratégie nécessite un plus grand suivi des parcelles car les traitements se font lorsque les adventices sont levées mais doivent être encore à un stade assez jeunes. Les produits sont appliqués en général au stade 3 feuilles autour de la deuxième quinzaine de mai puis au stade 5 feuilles vers la fin juin, début juillet. L'application peut se faire avec un binage. Actuellement, les principaux produits utilisés sont : sulcotrione (MIKADO), mésotrione (CALLISTO) ou bromoxynil (nombreux produits) contre les dicotylédones, associés au nicosulfuron (MILAGRO) contre les graminées ;
3. la stratégie intermédiaire est un désherbage de pré-levée partiel, à faible dose et visant les graminées, et un désherbage de post-levée, au stade 5 feuilles, visant les dicotylédones et associant si nécessaire un désherbage des graminées. Les produits utilisés sont le LASSO, DIPLOME, FRONTIERE, SYNTAXE ou MERLIN en pré-levée et le MIKADO ou des produits contenant du bromoxynil en post-levée.

Le choix de ces stratégies dépend :

- de la nature de la rotation, de la nature de la flore adventice et des sols. Par exemple, la première stratégie est plus utilisée dans une rotation longue qui génère une flore diversifiée, que sur monoculture de maïs où la seconde stratégie est plus facile à mettre en œuvre ;
- de l'organisation du travail de l'agriculteur, liée elle-même au système de production. La stratégie 1 est typiquement celle des éleveurs qui traitent dans la foulée du semis pour éviter le suivi des parcelles et le risque d'échec lié aux aléas climatiques ;
- de l'équipement de l'agriculteur, notamment de la capacité de sa cuve au regard des surfaces à traiter. Si une cuve suffit, une seule stratégie est réalisée, sinon une adaptation est envisagée sur une partie de l'exploitation.

Ces différents travaux et enquêtes montrent :

- qu'il existe quelques types de rotation. Les proportions de ces types de rotation dans des exploitations à dominante d'élevage sont fonction de la proportion du hors-sol. De plus, la localisation de ces types de rotation est fortement liée à l'éloignement de la parcelle par rapport au siège d'exploitation ;
- qu'il existe quelques types de stratégie de désherbage. Ceux-ci sont peu diversifiés et choisis bien avant leur application ;
- qu'il existe trois paramètres principaux dans une stratégie de désherbage. Ceux-ci sont très liés entre eux et vont jouer un rôle important dans les processus de transfert des pesticides et donc des quantités qui peuvent arriver au cours d'eau. Ce sont ;
  - *les produits utilisés.* Pour une stratégie donnée, plusieurs produits peuvent être utilisés. Les matières actives de ces produits n'ont pas les mêmes caractéristiques environnementales (persistance, mobilité, …). De plus, les quantités de matières actives varient fortement entre les différents produits,
  - *les dates d'application*. Ces dates sont liées au type de traitement (pré-levée ou post-levée) et donc aux produits utilisés. Les périodes de traitement se font soit après le semis, soit un à plusieurs mois après le semis. Les conditions climatiques et de structures du sol ne sont pas les même et donc peuvent modifier fortement les transferts vers le cours d'eau,
  - *les doses appliquées*. La dose appliquée est très liée au produit choisi et peut être très variable d'un produit à l'autre. Par contre, pour un produit donné, les doses appliquées sont généralement celles conseillées par le fabricant et ne vont sensiblement pas varier. Dans le cas de stratégie d'adaptation, il s'agit plus d'un choix de tout ou rien que d'une baisse de 20-30 % des doses recommandées ;
- deux unités fonctionnelles ;
  - l'une au niveau de *l'exploitation*. L'agriculteur détermine une seule voire deux stratégies de désherbage pour la totalité de ses parcelles,
  - l'autre au niveau de *la parcelle*. Les actions menées sur une parcelle sont homogènes que ce soit pour le travail du sol, le semis ou les traitements effectués.

2 Les processus de transfert de l'eau et des herbicides dans les systèmes sur socle

Hormis les processus de volatilisation qui conditionnent la qualité de l'air, les processus de transfert des produits phytosanitaires sont de deux types : par ruissellement ; par infiltration vers la nappe lors d'écoulements verticaux vers la nappe profonde ou horizontaux en subsurface. L'importance de ces processus est conditionnée par le climat et les milieux traversés.

Les systèmes sur socle sont constitués d'une nappe libre reposant sur des roches granitiques ou métamorphisées très faiblement perméables avec localement des systèmes de failles qui constituent alors la porosité principale et la perméabilité du milieu. Ces nappes peuvent être d'une épaisseur variable (5 à 100 mètres) et se situent dans la couche d'altération des roches sous-jacentes plus ou moins dégradées et la partie supérieure de la roche mère fortement fracturée (figure 2.1). La majeure partie de la Bretagne se situe dans ce type de système. Les nappes de ces systèmes ont de fortes fluctuations saisonnières. Au niveau des plateaux, la profondeur du toit de la nappe est de 5 à 10 mètres par rapport à la surface du sol en période hivernale et est souvent supérieure à une dizaine de mètres en période d'étiage. Dans les parties aval du versant (zone humide de fond de versant), les amplitudes sont moins importantes. Le toit de la nappe ne descend que de 1 à 2 mètres par rapport à la surface du sol en été et affleure en général à la surface du sol en hiver (Molenat, 1999 ; Martin, 2003).

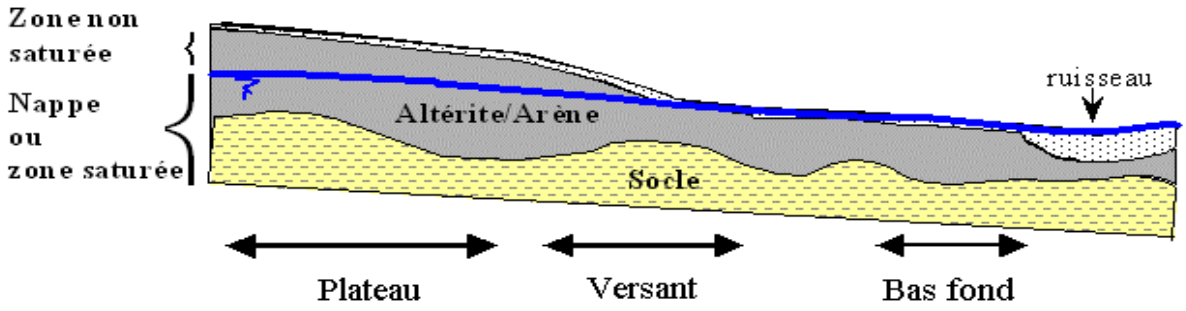


Figure 2.1 : Vue en coupe d'un versant type d'un système sur socle.

Il existe deux modes de processus de transfert de l'eau dans les bassins versants (figure 2.2) :

- *les processus de transfert par ruissellement*. Ils sont peu importants au cours de l'année (Molenat *et al.*, 1999). Ils ne dépassent pas 5 % du bilan annuel des eaux à l'exutoire de bassin versant, malgré des précipitations annuelles élevées, comprises entre 600 et 1200 mm en moyenne selon un gradient est-ouest. Par contre, ils peuvent prendre une part importante (10 à 30 % des eaux en sortie de bassin versant) durant les crues hivernales lorsque les précipitations sont importantes et que la surface des sols est saturée ou proche de la saturation (Durand *et al.*, 1996). En été, ces processus ne représentent que quelques pour cent, car les sols sont généralement peu humides et les pluies pouvant amener un ruissellement sont des orages de forte intensité qui sont souvent de courte durée. Les sols du massif armoricain sont principalement limoneux acides et proviennent, en ce qui concerne leur dominante limoneuse, de dépôts éoliens et

de l'altération. Cette dominante confère aux sols une faible stabilité structurale. Du fait de faibles variations texturales du sol, la stabilité structurale des sols varie principalement avec la teneur en matière organique de l'horizon de surface comprise entre 2 et 7 % selon un gradient régional (Walter *et al.*, 1995). Elle détermine l'évolution des états de surface du sol en fonction des pluies et conditionne les propriétés de transfert, et donc, les fréquences et l'importance du ruissellement hortonien, processus contribuant aux pics de pollution les plus importants de produits phytosanitaires vers les cours d'eau ;

- *les processus de transfert vers les nappes*. Deux processus différents sont en jeu ;
  - le premier est un écoulement de masse à travers la matrice du sol jusqu'à la nappe. Ce processus est lent. La vitesse des écoulements d'eau dans la zone non saturée est généralement de l'ordre de un mètre par an. Les pesticides étant adsorbés sur les particules du sol, leur migration est plus lente encore,
  - le deuxième est un écoulement préférentiel via les macropores du sol. Ce processus est très rapide. Si ces macropores sont connectés à la nappe, l'eau peut mettre moins d'une heure pour être transférer de la surface jusqu'à la nappe. Par contre, ce type d'écoulement se limite aux premiers mètres de profondeur.

Il est ainsi possible de différencier deux grandes zones de transfert dans un bassin versant en fonction de leur position topographique :

- *au niveau des plateaux*, le toit de la nappe étant généralement à plus de six mètres de profondeur toute l'année, ce sont les écoulements de masse qui prédominent. L'eau qui arrive à la nappe peut être ancienne de quelques années. De plus, les écoulements de la nappe vers la rivière peuvent prendre bien plus d'une année. De faibles quantités de pesticides arrivent aux cours d'eau par cette voie et proviennent d'applications anciennes (Molenat *et al.*, 2002b) ;
- *au niveau du versant et dans la zone de bas-fond*, des observations (Molenat *et al.*, 2001) montrent qu'il peut exister une forte variabilité temporelle des concentrations de pesticides dans la nappe à ces endroits. De fortes concentrations sont présentes lors des périodes de crue et peuvent être suivies de très faibles voire de non contaminations. Cette dynamique rapide peut s'expliquer par deux mécanismes ;
  - une dilution importante des pesticides par les eaux non contaminées du versant diminuant ces concentrations,
  - un renouvellement rapide de l'eau par des écoulements de subsurface localisés dans la frange superficielle de la nappe et pouvant transférer relativement rapidement les eaux vers les cours d'eau ;

  cette deuxième hypothèse de transfert doit avoir plus d'importance dans les bas-fonds où la nappe est plus proche du cours d'eau. De plus, la faible profondeur de la nappe dans ces zones favorise la présence de transfert via des écoulements préférentiels. Nous faisons ainsi l'hypothèse que les transferts rapides d'eau dans ces zones de versant et de bas-fond peuvent entraîner des quantités importantes de pesticides vers les cours d'eau.

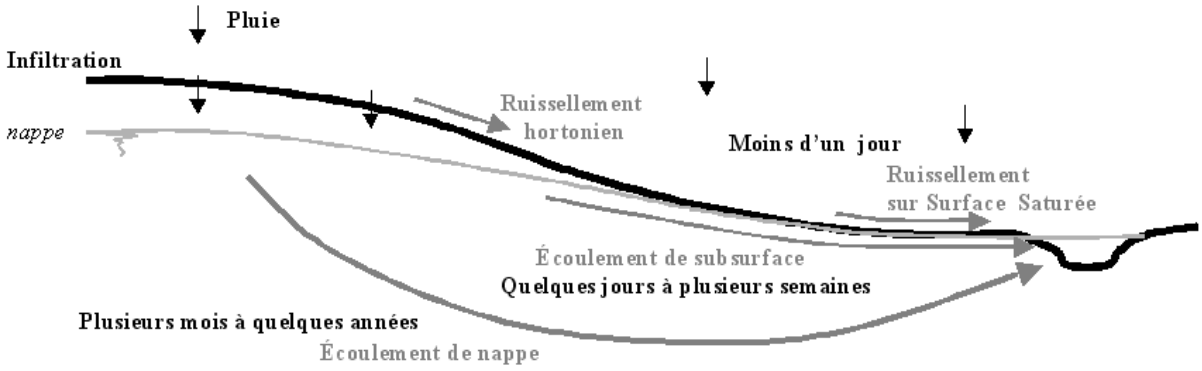


Figure 2.2 : Dynamique des différents processus de transfert de l'eau vers les cours d'eau.

Les observations faites en Bretagne (Cann, 1993, 1995 ; Gigandon, 1996 ; Clément *et al.*, 1999) montrent bien l'influence de ces différents processus sur les chroniques de concentrations de pesticides à l'exutoire des bassins versants. Les forts pics de concentrations s'observent pendant les crues suivant les traitements, provoquées par des pluies importantes. La dégradation rapide des pesticides sur le sol amène une réduction des concentrations assez rapidement après les traitements. Les transferts de pesticides par les écoulements de nappe, dilués dans le temps et dans l'espace, génèrent des concentrations moins importantes voire nulles hors période de crue (figure 2.3). Ces transferts sont plus ou moins réactivés lors des variations du niveau de la nappe tant saisonnières qu'évènementielles. En Bretagne, la dynamique des nappes et les temps courts de dégradation des nouveaux herbicides expliquent qu'il est difficile d'observer des arrières effets sur plusieurs années ou que ceux-ci sont le fait essentiellement de métabolites.

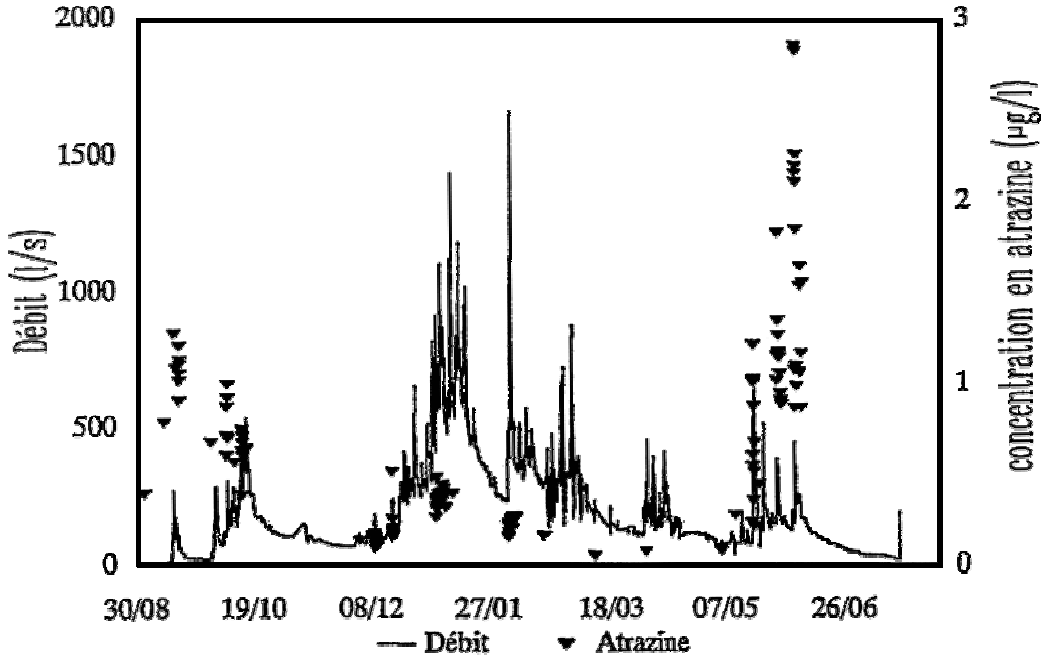


Figure 2.3 : Chroniques des concentrations en atrazine et des débits en sortie du bassin versant de Naizin en 1993-1994 (d'après Cann, 1995).

L'importance des transferts d'eau par ruissellement est très liée :

- au printemps et en été, à l'évolution de l'état de surface du sol. Cette évolution aboutit plus ou moins rapidement à une dégradation structurale du sol qui favorise les ruissellements hortoniens. Cette évolution de l'état de surface du sol est plus ou moins rapide en fonction de la stabilité structurale du sol et du climat ;
- en hiver, à l'importance des surfaces quasi saturées et saturées localisées près et dans les zones de bas-fond provoquant des ruissellements par refus d'infiltration. Ces ruissellements s'ajoutent au ruissellement hortonien et contribuent en grande partie au ruissellement global.

Les transferts rapides d'eau par infiltration et écoulement de nappe sont localisés dans les versants et les bas-fond. Ils sont caractérisés par des écoulements préférentiels et des écoulements de subsurface. Ces processus de transferts rapides dépendent de la profondeur de la nappe par rapport à la surface.

3 Les stratégies de maîtrise des contaminations des eaux

En France, la prise en compte des problèmes de contaminations des eaux par les produits phytosanitaires agricoles d'origine diffuse a principalement commencé dans les années 90, avec la mise en place de plusieurs outils de diagnostic.

Un des outils, développé au sein de la Cellule d'Orientation pour la Protection des Eaux contre les Pesticides[2] (CORPEP) et repris sous une forme similaire par le Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles[3] (CORPEN), est la mise en œuvre d'un diagnostic permettant d'encourager l'agriculteur à raisonner ses pratiques de désherbage à la parcelle vis à vis d'un risque de transfert des produits phytosanitaires vers les cours d'eau. Cette méthode applicable sur le terrain utilise des critères simples et facilement observables par le conseiller ou par l'agriculteur. Ce diagnostic repose sur un niveau de risque parcellaire (Aurousseau *et al.*, 1998a ; tableau 2.2) calculé à partir de la méthode SIRIS[4]. Il est complété par différentes préconisations tels que le choix des produits ou la mise en place de zones de protection du cours d'eau.

parcelle non drainée

		distance								
		> 200 mètres			de 20 à 200 mètres			< 20 mètres		
	longueur	pente			pente			pente		
protection aval	parcelle	<3 %	3 à 5 %	> 5 %	<3 %	3 à 5 %	> 5 %	<3 %	3 à 5 %	> 5 %
présence	< 50 m	0	5	10	10	18	26	22	32	43
	50 à 150 m	2	8	14	15	23	32	29	40	51
	> 150 m	4	11	18	20	30	39	37	49	61
absence	< 50 m	2	9	16	17	27	37	34	46	58
	50 à 150 m	4	12	20	23	33	43	42	55	68
	> 150 m	8	17	25	29	40	51	50	64	78

parcelle drainée

		distance								
		> 200 mètres			de 20 à 200 mètres			< 20 mètres		
	longueur	pente			pente			pente		
protection aval	parcelle	<3 %	3 à 5 %	> 5 %	<3 %	3 à 5 %	> 5 %	<3 %	3 à 5 %	> 5 %
présence	< 50 m	6	13	20	22	31	41	38	50	63
	50 à 150 m	9	17	24	27	37	48	46	59	72
	> 150 m	11	20	29	32	43	55	54	68	82
absence	< 50 m	9	17	26	30	41	52	51	65	79
	50 à 150 m	12	22	31	36	48	60	60	75	90
	> 150 m	16	26	37	42	55	68	69	84	100

facteurs physiques fixes
facteurs pouvant être modifiés
Risque faible
Risque moyen
Risque élevé
37 Rang SIRIS

Tableau 2.2 : Table de détermination des rangs SIRIS pour le risque parcellaire.

[2] La CORPEP est une cellule technique de concertation entre tous les acteurs concernés par la pollution des eaux par les produits phytosanitaires sous l'égide de la préfecture de région. Elle a pour missions d'élaborer, centraliser, orienter les projets d'étude et d'orienter les choix à prendre pour la lutte contre la pollution de l'eau par les pesticides.

[3] Le CORPEN est une cellule technique de concertation au niveau national et créée à la suite de la directive cadre européenne sur l'eau de 1980.

[4] La méthode SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction de Scores) proposée par Vaillant *et al.* (1995) est une méthode hiérarchique qui ne nécessite pas la définition des gravités des facteurs mais seulement le classement hiérarchique des facteurs de risque du plus grave au moins grave. Elle met en fait en oeuvre des règles complémentaires de synergie entre facteurs (appelées auto-pénalisation par Vaillant) qui rendent le système déterminé (Aurousseau, 2004).

Le niveau de risque parcellaire est déterminé à partir de 5 critères par ordre hiérarchique :

- la longueur du chemin de l'eau de l'exutoire de la parcelle jusqu'au réseau hydrographique fonctionnel ;
- le gradient de pente moyenne de la parcelle le long du parcours de l'eau ;
- la présence d'un réseau de drainage ;
- la longueur de la parcelle dans le sens de la pente ;
- la présence de protection aval (bandes enherbées, dispositif haie-talus, …).

Les deux premiers critères sont des facteurs intrinsèques à la parcelle. Par contre, les trois derniers peuvent être modifiés et contribuer à diminuer le niveau de risque. Pour le calcul du rang SIRIS, les facteurs de risque les plus importants sont les facteurs intrinsèques à la parcelle.

Le diagnostic de risque parcellaire est appliqué sur les bassins versants concernés par le programme Bretagne Eau Pure (BEP[5]). Il peut être effectué dans le cadre des Engagements de Progrès Agronomiques (EPA[6]) sur ces bassins mais aussi réalisés dans le cadre d'un Contrat Territorial d'Exploitation (CTE[7]) sur les exploitations bretonnes qui en font la demande. Fin 2003, les parcelles classées totalisent plus de 90 000 hectares dans le cadre du programme BEP (http://www.bretagne-eau-pure.org) et plus de 100 000 hectares dans le cadre des CTE.

Le diagnostic de parcelle à risque a ses limites. Les critères sont statiques et indépendants :

- des conditions climatiques ;
- de l'évolution de l'état de surface du sol et donc d'une évolution de la sensibilité au ruissellement ;
- de la nature des surfaces traversées par l'eau de ruissellement de la parcelle au cours d'eau ;
- des relations hydrologiques entre les parcelles et le bassin versant.

[5] Le programme BEP cible les entités hydrologiques que sont les bassins versants. C'est un programme d'action axé sur des démarches participatives à partir de contrats passés avec les acteurs locaux des bassins versants concernés. Pour sa partie phytosanitaire, ses objectifs sont de sensibiliser, responsabiliser les utilisateurs de produits phytosanitaires vis à vis des problèmes environnementaux et des risques de santé publique liés à ces produits et de proposer des solutions pour limiter ces risques.

[6] Les EPA ont été initiés par la Région Bretagne dans le cadre du programme BEP. Les agriculteurs s'engageant dans un EPA bénéficient d'un appui technique et financier durant trois ans : diagnostic conduisant à un projet environnemental de l'exploitation, conseil agronomique, accompagnement pour développer de nouvelles pratiques (fertilisation plus équilibrée, utilisation réduite des produits phytosanitaires...).

[7] Les CTE ont été remplacés par des Contrats d'Agriculture Durable (CAD) en 2003. Ce sont des contrats entre l'État et un exploitant agricole qui ont pour objectif la mise en place de mesures agro-environnementales sur les exploitations agricoles.

Des résultats sur des bassins versants du programme BEP (DIREN Bretagne, 2001 ; http://www.bretagne-eau-pure.org) montrent une diminution du niveau de contamination sur certaines molécules, mais les molécules désormais retrouvées sont beaucoup plus diverses. De plus, il existe encore de fréquents dépassements du seuil de potabilité dans les eaux de surface dans de nombreux cas. Cependant, ce diagnostic a l'avantage de pouvoir être utilisé rapidement et directement sur le terrain auprès des agriculteurs afin de les sensibiliser aux risques de ruissellement et de transfert des pesticides. Ce diagnostic est perçu positivement par les agriculteurs.

Depuis 2001, le choix des bassins versants du programme BEP s'est porté prioritairement sur des secteurs qui sont l'objet d'un contentieux européen et sur des secteurs considérés comme stratégiques pour l'approvisionnement en eau de la Bretagne au titre du Contrat de Plan État / Région 2000-2006. 45 bassins versants font maintenant partie du programme (figure 2.4). Ils représentent presque 40 % du territoire breton et 60 % de la production d'eau potable. Les bassins versants ont des superficies comprises entre une dizaine et un millier de kilomètres carrés.

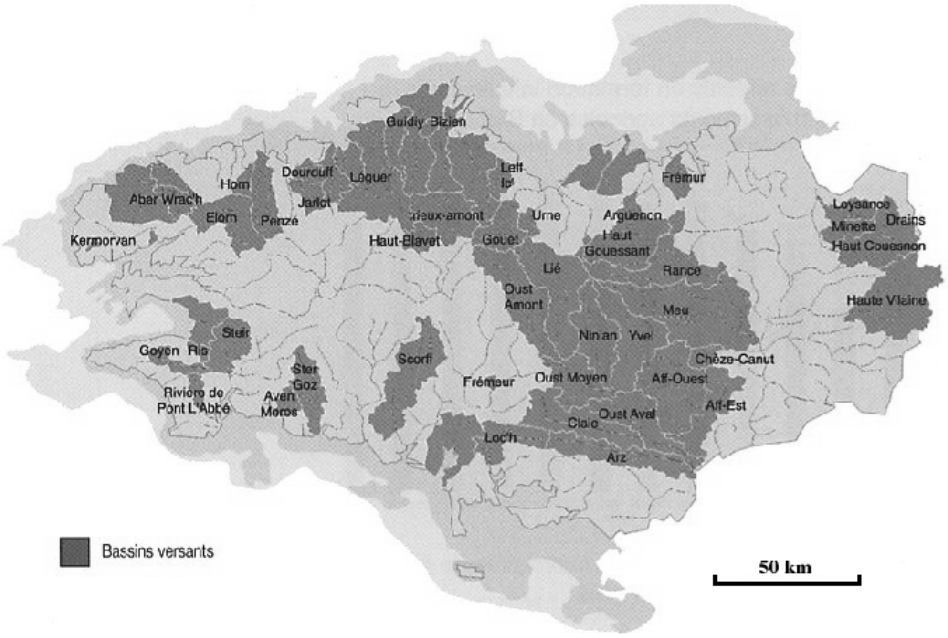


Figure 2.4 : Situation des 45 bassins versants du programme Bretagne Eau Pure.

Au niveau national, les actions locales de gestion de la ressource en eau et donc de la protection de la qualité de l'eau passe par les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux qui sont délimités par des bassins versants.

Trois notions importantes peuvent être retenues :

- les actions incitatives et participatives se font au niveau de bassins versants de tailles moyennes (1 à plusieurs centaines de kilomètres carrés) ;
- l'unité d'action est la parcelle. C'est sur celle-ci que sont mis en place les aménagements pour limiter les transferts de pesticides ;
- les outils de diagnostic sont basés sur des indicateurs de risques tel que le classement des parcelles à risque. Ce diagnostic donne un niveau de risque en fonction de critères géographiques, morphologiques et d'éléments favorisant ou défavorisant les transferts d'eau de la parcelle au cours d'eau.

Le classement des parcelles à risque n'intègre pas ou très peu les critères spatiaux et temporels tels que :

- l'allocation temporelle des applications de pesticides dans le bassin versant ;
- les relations entre la date d'application et la chronique de pluie et, de façon plus générale, la variabilité climatique ;
- l'influence des aménagements tels que les réseaux bocagers en fonction de l'arrangement des cultures dans le paysage.

Il n'intègre donc pas l'état hydrique et l'état structural de la surface du bassin.

Des contaminations existent encore. Le diagnostic de parcelle à risque n'explique que de façon très partielle les causes et conditions qui ont amené ces contaminations. Il ne permet pas non plus d'évaluer les effets des actions menées ou d'apprécier les observations qui en découlent. Il est pourtant très utile car il permet de passer du diagnostic à l'action sans toutefois donner de valeur à l'action et de sensibiliser les acteurs locaux aux modes de transfert de l'eau et des éléments chimiques.

4 Le site d'application : le bassin versant du Frémeur

Ce bassin versant a été choisi comme site d'application pour plusieurs raisons. Tout d'abord, c'est un bassin d'élevage intensif situé au sud du massif armoricain et caractéristique du modèle agricole breton. Il est proche d'une vingtaine de kilomètres du bassin versant de Naizin qui a fait l'objet de nombreux travaux de recherche. Il est situé dans une Zone d'Excédents Structurels[8]. Pour une première application, la petite taille du bassin versant facilite l'acquisition des données manquantes lors d'enquêtes sur le terrain. Enfin, c'est le plus petit bassin versant de démonstration du programme de Bretagne Eau Pure. À ce titre, nous disposons sur ce bassin d'un nombre important de données sur l'utilisation des produits phytosanitaires. Ces données sont disponibles dans les 44 autres bassins versants BEP à un degré de précision proche. Ces données correspondent cependant à des suivis « légers ».

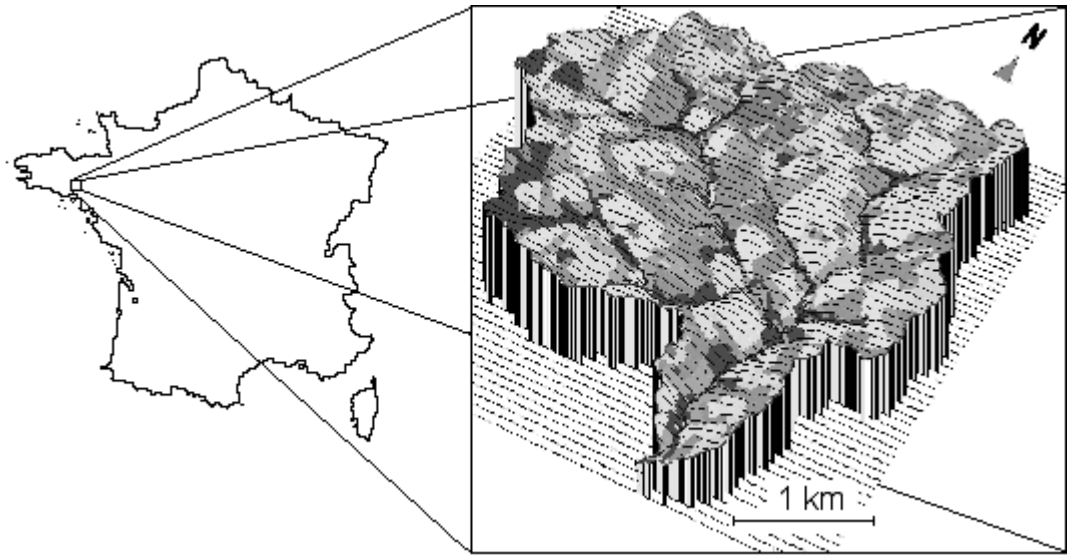


Figure 2.5 : Situation du bassin versant du Frémeur.

Le bassin versant du Frémeur est situé principalement sur la commune de Pluméliau entre Pontivy et Baud dans le département du Morbihan (figure 2.4 et 2.5). Il a une superficie de 17 km² et comprend plus de mille parcelles culturales. Le Frémeur est une rivière de 28 kilomètres de long, avec une densité de réseau hydrographique de 1,65 km/km^2. C'est un affluent de l'Ével, lui-même affluent du Blavet. Contrairement au Blavet, le Frémeur n'est pas utilisé pour l'alimentation en eau potable. Par contre, cette rivière est en partie classée en première catégorie. Sur ce bassin, différents types de paysages se juxtaposent. Il est ainsi divisé entre des plateaux largement cultivés, presque dépourvus d'arbres et de structures bocagères et des fonds de vallée au paysage semi-bocager voire totalement bocager (figure 2.6). Dans ces fonds de vallée, il existe des prairies humides et une tourbière.

[8] Sur les ZES, le rapport de l'azote total provenant des élevages sur les surfaces potentiellement épandables dépasse le plafond des 170 unités d'azote / ha.

Figure 2.6 : Vue panoramique du bassin versant du Frémeur.

Le bassin repose sur des altérites et un substratum constitué de schiste briovérien. Il est entouré au sud et au nord par des plutons granitiques. Nous supposons que ces formations ont dû fracturer les schistes briovériens du bassin versant et favoriser ainsi une circulation plus importante de l'eau dans les nappes. Pour un bassin de cette taille, le débit du Frémeur est assez important même en période de basses eaux indiquant un soutien d'étiage par une nappe profonde. Ces schistes sont surmontés d'une épaisseur plus ou moins importante d'altérites provenant de la dégradation de la roche mère. Les sols sont de texture limon-moyen avec localement une piérosité importante (CERESA, 1998). Le schiste altéré en plaquettes dans une matrice limoneuse, permet une bonne infiltration des eaux. Le sol a un pH acide (entre 5,5 et 6,5) et une teneur en matières organiques proche de 5 %.

C'est un bassin à forte pression agricole puisque la part de la Surface Agricole Utile (SAU) est de 78 %. L'intensification de l'agriculture s'est surtout manifestée ces 30 dernières années par le développement de l'élevage hors-sol. Il y a 41 exploitations situées intégralement ou partiellement sur le bassin. Une majorité de celles-ci est consacrée à l'élevage porcin. La répartition des productions végétales en 2000, très liée à ces systèmes d'élevage intensif, est de 30 % de la SAU en maïs, 30 % en autres céréales, 25 à 30 % en prairies et 10 % en légumes. Les bois et les friches représentent 11 % de la surface du bassin, soit 200 ha, répartis principalement dans les fonds de vallée.

Le contrat de bassin versant BEP du Frémeur a été signé fin 1996. Depuis 2003, jusqu'à la fin du contrat en 2006, le porteur du projet est La Communauté de Communes du Pays de Baud qui a pris le relais de l'Entente Interdépartementale de la Vallée du Blavet. La chambre d'agriculture s'est impliquée fortement dans ce projet. Elle est le maître d'œuvre pour la réalisation du volet agricole. Les actions agricoles menées pour réduire la pollution par les phytosanitaires et protéger les cours d'eau sont l'incitation à la substitution de molécules, la diminution des doses de produits phytosanitaires, l'utilisation de méthodes alternatives (désherbage mixte, binage), la création de zones de protection du cours d'eau, la mise en place de cultures hivernales pour limiter les sols nus. Pour ce faire, le diagnostic de risque parcellaire a été réalisé sur plus de 95 % des exploitations (figure 2.7).

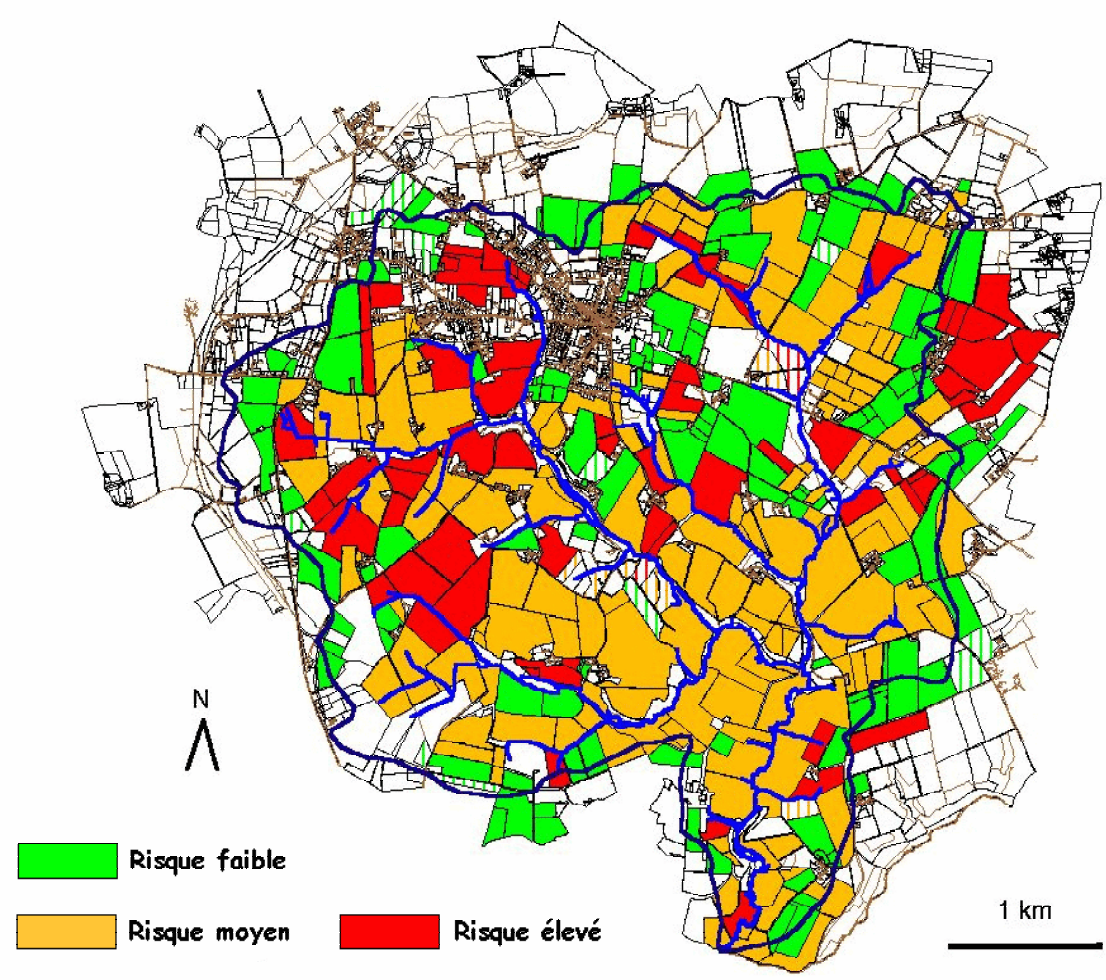


Figure 2.7 : Carte du risque parcellaire sur le bassin du Frémeur pour l'année 2000.

La plupart des caractéristiques du bassin ont été saisies sur un Système d'Information Géographique (SIG). L'assolement est relevé deux fois par an par la chambre d'agriculture du Morbihan. Elle nous a fournis ceux de février, juillet et décembre 1999, juillet 2000 et janvier 2001 sur les 940 parcelles agricoles. Une campagne d'analyses de terre a été réalisée en septembre 1997 par la chambre d'agriculture du Morbihan dans le cadre du programme BEP sur l'ensemble du bassin versant à raison de 3 analyses de terre par agriculteur en moyenne, soit un total de 143 échantillons. Le pourcentage de matière organique était de 5 % en moyenne avec 95 % des échantillons compris entre 3,5 et 7 %. D'autres analyses ont été effectuées les années suivantes en moins grandes quantités. Les pourcentages de matière organique ont été déduits de la teneur en carbone organique de l'échantillon de sol analysé en multipliant cette teneur par deux. Les quantités, les dates et le type de produit phytosanitaire pour chaque parcelle ou exploitation ayant servi pour le désherbage du maïs pour les années 2000 et 2001 nous ont été également fournis. Ces données sont malheureusement partielles pour l'ensemble du bassin. Les données manquantes ont été extrapolées et complétées par une enquête de terrain en 2002 (Le Hénaff, 2002) qui nous a fourni d'autres renseignements, tels que les dates de semis et l'évolution de l'état de surface des parcelles en maïs en fonction des pluies et de la température.

Le Modèle Numérique d'Altitude (MNA) a été extrait de la base de données altitudinale de la Bretagne produite par stéréorestitution d'images SPOT[9] panchromatiques à résolution de 10 mètres. Le système de projection géographique est le Lambert II étendu. Le parcellaire a été numérisé à partir du plan cadastral de la commune à l'échelle 1/5000 sous forme de polygones. Le réseau hydrographique a été extrait de la carte IGN[10] au 1/25000 et du cadastre. Il a été complété par des levés de terrain qui ont également permis un repérage du réseau de fossés et de leurs exutoires. Au niveau des zones urbaines, le réseau d'assainissement est sommairement représenté par des fossés. La situation des systèmes de haie-talus a été extraite d'une étude d'aménagement réalisée en août 1998 (CERESA, 1998), complétée par des levés de terrain.

Le réseau hydrographique, le réseau de fossé et les systèmes de haie-talus sont représentés dans le SIG sous forme de lignes vectorielles. La couche du réseau hydrographique est fournie par la chambre d'agriculture du Morbihan. La couche du réseau de fossés et la couche représentant les systèmes de haie-talus ont été créées sous Arcview. Pour la couche « haie-talus », l'outil de géotraitement d'intersection de Arcview a été utilisé pour découper les haies en fonction des limites de parcelle et affecter le numéro de parcelle culturale à la ligne « haie » s'y trouvant.

Les données pluviométriques horaires, l'Évapo-Transpiration Potentielle (ETP) journalière calculée par la formule de Penman[11] et la température moyenne journalière[12] calculée ont été acquises sur la station de Naizin (station du réseau Agroclim de l'INRA), basée à 20 km du bassin, pour la période 1994-2002. Le débit journalier du cours d'eau a été relevé à la station de jaugeage du Frémeur, géré par le service hydrométrique de la Direction Régionale de l'ENvironnement (DIREN) sur 4 années (17/09/97 au 30/06/01). Des prélèvements d'eau ont été effectués de manière automatique à la station de jaugeage, de 1998 à 2002. Ils ont été analysés par chromatographie au laboratoire du Centre de Génie Industriel (CGI) de Guidel pour déterminer les concentrations des principales matières actives utilisées sur le bassin versant (figure 2.8). Les prélèvements sont effectués dès que la hauteur d'eau dépasse de 7cm le niveau de base de la semaine précédente. Ils s'échelonnent toutes les 45 minutes dans 12 flacons. Le flacon le plus proche du pic de crue sert à analyser les molécules non-agricoles et le deuxième flacon après le pic de crue sert à analyser les désherbants agricoles, le pic de concentration se trouvant généralement durant la période de prélèvement de ces flacons. Des prélèvements complémentaires manuels ont été réalisés en 28 points du réseau hydrographique du bassin versant de 1997 à 2002 par l'association de sauvegarde du Frémeur. Les prélèvements sont réalisés dès qu'il pleut plus de 12 mm en une demi-journée. Des analyses par test immuno-enzymatique ont été effectuées sur ces prélèvements pour mesurer les concentrations en triazines, dans le même laboratoire que les prélèvements automatiques (figure 2.9).

[9] Système Pour l'Observation de la Terre.
[10] Institut Géographique National.
[11] La formule de Penman (1948) calcule l'ETP en fonction de la durée de l'ensoleillement, de la température moyenne de l'air, de l'humidité moyenne de l'air et de la vitesse moyenne du vent.
[12] La température moyenne calculée est la moyenne arithmétique entre la température maximale et minimale.

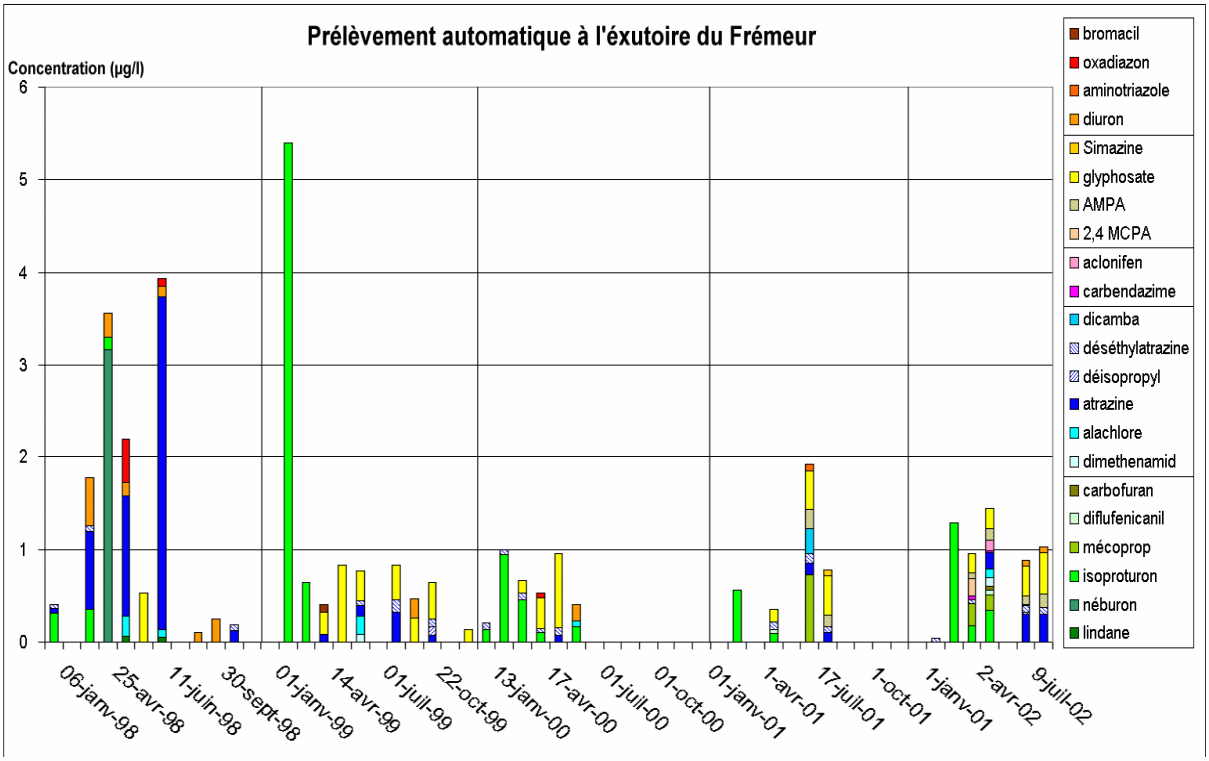


Figure 2.8 : Histogramme empilé des concentrations des différentes molécules actives retrouvées à l'exutoire du Frémeur de 1998 à 2002.

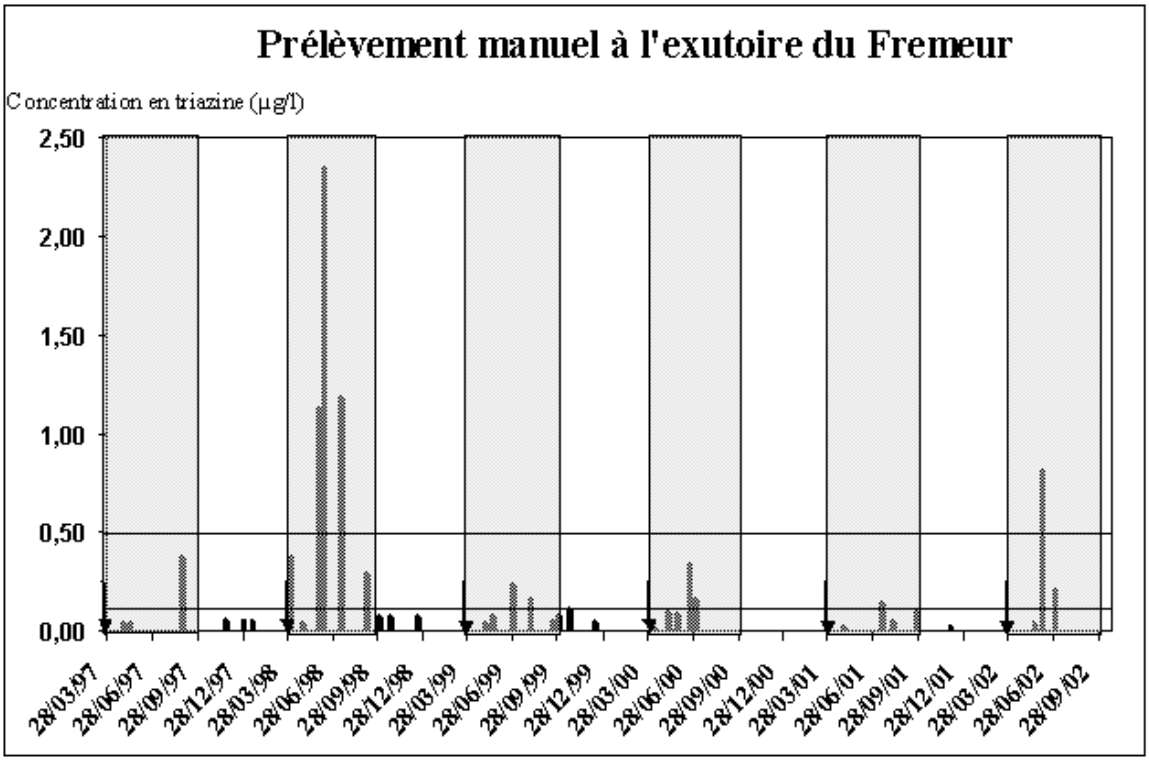


Figure 2.9 : Histogramme des concentrations en triazines à l'exutoire du Frémeur de 1997 à 2002.

Nous remarquons de fortes évolutions des concentrations sur la période 1997-2002. Une baisse des pics concentrations est constatée. Cette baisse peut s'expliquer par :

- un retrait progressif de certains produits tels que l'atrazine ou le lindane ;
- une protection accrue contre les risques de transfert de surface par la mise en place de bandes enherbées (49 ha le long de 16 km de berges), de systèmes de haie-talus (10 km de haies plantées et 2 km de talus aménagés) ou d'un couvert hivernal des sols nus (de 40 ha en 1997 à 200 ha en 2001) (BEP, 2002) ;
- des conditions climatiques moins favorables aux transferts de pesticides.

Par contre, nous remarquons une diversification des molécules actives retrouvées à l'exutoire et des pics de concentration encore élevés pour l'isoproturon et le glyphosate. Ce dernier est quasiment présent tout au long de l'année alors que les autres molécules ne se retrouvent généralement qu'après les traitements saisonniers.

En résumé,
ce bassin versant possède un nombre important de données :

- *une représentation spatiale* des parcelles, de leurs assolements, risques parcellaires et aménagements de protection du cours d'eau (bandes enherbées, système haie-talus) et du réseau hydrographique sous SIG ;
- *des pourcentages de matière organique* sur plus de 200 parcelles ;
- une connaissance importante mais partielle *des pratiques de désherbage* du maïs pour chaque exploitation voire pour chaque parcelle ;
- *des chroniques de concentrations* des pesticides à son exutoire et sur différents points du réseau hydrographique lors des crues significatives ;
- *des chroniques de débits* journaliers à son exutoire.

La précision de ces données n'a pas un caractère exceptionnel. Ces données ont été obtenues en grande partie grâce aux différentes actions menées dans le cadre du programme BEP. Ces données peuvent être disponibles sur les autres bassins versants de ce programme à des degrés de précision divers. L'acquisition de ce type de données avec ce niveau de précision tend à se généraliser sur l'ensemble du territoire national.

D'autres données extérieures aux relevés réalisés sur ce bassin peuvent être utilisées pour compléter le jeu de données tels que :

- *les données climatiques* acquises sur la station de Naizin ;
- *le modèle numérique d'altitude* extrait de la base de données altitudinales de la Bretagne.

Ces types de données sont généralisés à l'ensemble du territoire français et dans d'autres pays.

5 Conclusion partielle : la conceptualisation du milieu pour la modélisation

Les observations de qualité d'eau vis à vis des pesticides montrent qu'il existe encore des contaminations importantes des cours d'eau malgré des efforts pour limiter les transferts de produits phytosanitaires vers ceux-ci. Les outils actuels de diagnostic ne permettent pas de déterminer quelles sont les causes qui ont amené ces contaminations. Ils ne permettent pas non plus de quantifier, même de manière qualitative, les quantités sortant à l'exutoire de bassins versants de taille moyenne à partir de données facilement accessibles.

Aux vues des problèmes rencontrés, les principales questions portent sur :

- *les chemins de transfert* des pesticides vers la rivière. Quels sont les chemins d'écoulement de l'eau d'une parcelle jusqu'au réseau hydrographique ? L'organisation spatiale des parcelles joue-t-elle un rôle dans les transferts de pesticides ?
- *les effets des aménagements*. Quelle est l'efficacité de ces aménagements sur la qualité de l'eau vis à vis des pesticides à l'exutoire du bassin versant ? Où ces aménagements sont-ils les plus efficaces ? À partir de quelle proportion de zones protégées peut-il être envisagé une protection efficace des cours d'eau ?
- *l'importance des périodes de traitement.* Dans quelle mesure les dates de traitement jouent-elles un rôle dans l'importance des concentrations ou des flux de pesticides et dans la diversité des molécules retrouvées à l'exutoire ? L'étalement des dates de traitement amène-t-il une diminution des concentrations ou une période plus longue de risque de forte contamination ?
- *l'influence du climat*. Quels sont les climats les plus à risque pour la qualité de l'eau vis à vis des pesticides ? Comment les caractériser ? Quels sont leurs occurrences ?

En regard des connaissances apportées par ce chapitre, une modélisation des transferts de pesticides de type opérationnel pour des bassins versants de taille moyenne semble nécessaire. Cette modélisation doit avoir des caractéristiques permettant :

- d'être utilisé *sur des bassins versants d'action*. Ces bassins versants sont généralement de taille moyenne comprise entre une dizaine et plusieurs centaines de kilomètres carrés. La précision de la représentation spatiale et des mécanismes de transfert du modèle doit être adaptée à cette échelle spatiale ;
- d'être utilisé sur *un grand nombre de bassins versants*. Les données nécessaires pour faire fonctionner ce modèle doivent être disponibles ou peuvent être aisément acquises. Cette restriction amène, au vue des données pouvant être disponibles, à développer une représentation simplifiée des processus ;

- d'*expliciter les processus de transfert* de pesticides identifiés : (1) les écoulements de surface ; (2) dans une moindre mesure, les écoulements de subsurface. Les écoulements de surface sont très sensibles à l'état de surface du sol et aux aménagements installés sur les parcelles. Les écoulements de subsurface sont, quant à eux, principalement influencés par la profondeur de la nappe. Les solutions mises en œuvre pour ces processus sont développées dans le chapitre 4 ;
- de *faire ressortir les éléments spatiaux et temporels* pouvant expliquer la contamination des cours d'eau par les pesticides. Ceci demande une représentation spatiale des chemins de l'eau à la surface du bassin versant et donc l'utilisation d'un modèle distribué ou semi-distribué. Pour faire ressortir les éléments spatiaux du paysage et de ses aménagements (parcelles, réseaux hydrographique, fossés, dispositifs haie-talus et bandes enherbées), une représentation des relations hydrologiques entre ses éléments semble s'imposer face à une représentation distribuée. Cette représentation spatiale est développée dans le chapitre 3. Un pas de temps approprié doit être choisi pour pouvoir suivre dans le temps les actions de travail du sol et de désherbage menées par l'agriculteur et les transferts de pesticides vers le cours d'eau. Ce pas de temps doit aussi être compatible avec les données disponibles. C'est celui de la journée qui a été choisi sauf pour les processus d'infiltration – ruissellement qui est horaire ;
- de *favoriser les prises de décisions* concernant la maîtrise des pollutions de l'eau par les produits phytosanitaires d'origine agricole. Une transcription simple mais explicite des processus majeurs de transfert de pesticides permet de faciliter l'appropriation des causes de pollution par leur identification. De plus, une représentation des relations spatiales entre les parcelles et les autres éléments du paysage facilite la compréhension des chemins d'écoulement des eaux par leur visualisation et permet de cibler plus facilement les zones sensibles.

THESE

Présentée devant

Agrocampus Rennes

Pour obtenir le titre de docteur de l'E.N.S.A.R.
Mention : **Sciences de l'environnement**

Par

Florent TORTRAT

Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles.

Soutenue le 13 Avril 2005 devant le jury composé de :

Pierre AUROUSSEAU	Professeur, Agrocampus Rennes
Nadia CARLUER	Ingénieur du GREF, Cemagref Lyon
Marie Odile CORDIER	Professeur, IRISA
Chantal GASCUEL	Directrice de recherche, INRA Rennes
Roger MOUSSA	Chargé de recherche, INRA Montpellier, rapporteur
Christian PUECH	Directeur de recherche, Cemagref Montpellier, rapporteur
Véronique SOUCHERE	Chargée de recherche, INA-PG

CHAPITRE 3

La représentation spatiale des processus de transfert

1 La structure du modèle spatial

Nous avons vu dans le chapitre précédent qu'une modélisation spatialisée des transferts des pesticides dans le bassin versant est nécessaire. Cette modélisation intègre une description géographique précise du bassin versant et principalement des voies de circulation des eaux ou chemins de l'eau. Ce sont, en général, des modèles distribués à maille régulière ou dits « spatialisés maillés » qui sont utilisés.

Nous avons vu aussi que des éléments anthropiques comme les fossés, les talus ou le travail du sol sur les parcelles cultivées (sens du travail du sol, fourrières, dérayure) ont un rôle important dans la modélisation des transferts de l'eau et de pesticides vers le cours d'eau. Cependant, ces éléments sont peu pris en compte dans les modélisations actuelles, du fait de la difficulté de les représenter et de représenter leur rôle.

L'objectif de ce chapitre est d'élaborer une représentation spatiale plus conceptuelle que la représentation spatialisée maillée, basée sur les unités agronomiques que sont les parcelles. L'avantage est de rendre plus explicite les relations spatiales qui existent entre les parcelles jusqu'au réseau hydrographique et donc de faciliter l'identification de structures spatiales favorisant ou limitant les transferts de pesticides par ruissellement.

Notre réflexion nous a amené à envisager la représentation spatiale du bassin versant par un graphe[1] de parcelles. Le ruissellement d'une parcelle est redistribué vers plusieurs parcelles *au prorata* de la surface contributive de la parcelle allant vers la parcelle située à l'aval (figure 3.1). Cette première approche n'est pas satisfaisante car pour une parcelle donnée (E par exemple), les ruissellements provenant des parcelles situées à l'amont (A, B et D) sont sommés et redistribués aux parcelles situées à l'aval (D, H et F) sans connaître les liens hydrologiques entre les parcelles situées à l'amont et les parcelles situées à l'aval. Il est alors difficile de connaître la contribution de chaque parcelle lors d'un transfert de pesticides et le rôle des aménagements sur ces transferts.

[1] Un graphe est une structure reliant les différentes entités entre elles.

Les solutions possibles pour déterminer l'origine du ruissellement vers une parcelle située à l'aval en fonction de la contribution de la parcelle et des parcelles situées à l'amont semblent très lourdes à gérer. La structure spatiale du modèle peut devenir très complexe. Par exemple, la possibilité dans un graphe d'avoir différentes relations de sortie ne permet pas de suivre aisément les chemins de l'eau entre les parcelles, surtout s'il existe des boucles de transfert dans le graphe comme entre E et D, difficiles à gérer et à suivre visuellement. De ce fait, les avantages souhaités sont perdus.

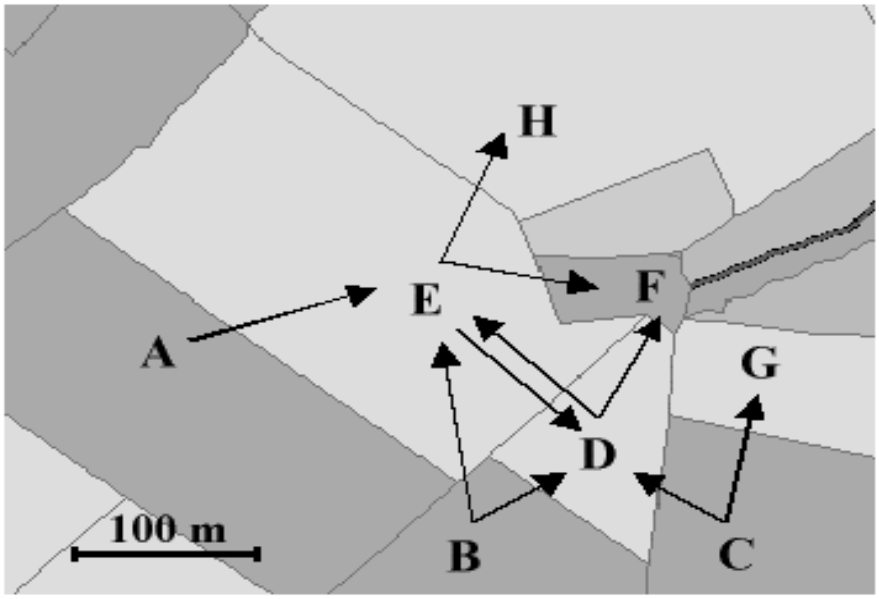


Figure 3.1 : Exemple de représentation spatiale des relations entre parcelles par un graphe.

Il nous a donc fallu trouver un autre moyen pour intégrer la parcelle, considérée comme l'unité d'intervention agronomique, tout en gardant une modélisation spatiale lisible Les parcelles sont alors divisées en fonction des différentes sorties vers les parcelles situées à l'aval. Ces sorties, points ou lignes, peuvent être apparentées à des exutoires. Ceci nous a permis d'utiliser un arbre[2] de drainage à la place d'un graphe. Cette représentation spatiale est plus clair qu'un graphe pour suivre les circulations de l'eau dans un bassin versant et permet d'éviter les problèmes de boucle.

Avant d'entreprendre une représentation spatiale du réseau de drainage du bassin versant en fonction d'exutoires de parcelles, une première étape passe par la génération d'un modèle de drainage maillé[3] à partir d'un Modèle Numérique d'Altitude (MNA) (figure 3.2). Ce type de modèle de drainage, très utilisé en hydrologie, permet d'intégrer facilement les différents travaux déjà réalisés pour décrire et améliorer la représentation des écoulements de surface et de subsurface (*cf.* Chap. 1-2).

[2] Un arbre de drainage est une structure arborescente fondée sur une relation du type « est alimenté par » qui relie les différentes entités entre elles et qui est un cas particulier de réseau de drainage.

[3] Nous entendons par mailles les cellules élémentaires du MNA et par modèle de drainage maillé l'orientation du drainage pour chaque maille du MNA calculée en fonction de la plus grande pente.

Le choix du pas du MNA utilisé est de 20 mètres. Ce choix est un compromis entre une précision exigée pour pouvoir intégrer, sans trop de problèmes, les éléments anthropiques et naturels, tels que les cours d'eau, les fossés ou les dispositifs de haie-talus, et un nombre trop important de mailles qui ralentirait les calculs dans le modèle et consommerait une forte capacité de mémoire pour des surfaces de bassins versants supérieures à la dizaine de kilomètres carrés. De plus, les MNA les plus précis et les plus facilement disponibles actuellement à des coûts raisonnables ont un pas de 20 mètres. Cette précision permet de distinguer les chemins de l'eau dans les parcelles. La taille des parcelles est très souvent nettement supérieure au pas du MNA.

Les transferts par ruissellement sont très sensibles aux variations de reliefs et ne peuvent se baser sur les simples données topographiques apportées par un MNA. Pour étudier ces transferts et mettre en évidence le rôle des aménagements et des pratiques agricoles, le modèle de drainage initialement calculé doit être modifié par ces aménagements. Les plus importantes sont : le réseau hydrographique, les fossés, les dispositifs de haie-talus, et le travail du sol sur les parcelles cultivées (sens du travail du sol, fourrières, dérayure).

À partir de ce modèle de drainage modifié, une représentation sous forme d'un arbre de drainage est réalisée et sert à la création de l'arbre d'exutoires de parcelles permettant d'intégrer l'unité agronomique et les chemins de l'eau. Les quantités d'eau et d'herbicides ruisselées ou infiltrées et leurs transferts par ruissellement sont calculés à partir de cet arbre. Il est possible de visualiser la contribution positive ou négative de chaque exutoire de parcelle à la contamination des cours d'eau par les herbicides à partir de cet arbre d'exutoires ou de revenir à un graphe de parcelles en sommant les productions de tous les exutoires d'une parcelle vers une autre parcelle.

Pour garder une homogénéité d'ensemble, la représentation spatiale des transferts de pesticides par la subsurface s'appuie sur le même découpage du bassin versant que celui pour le ruissellement lors des calculs de transfert. Cependant, les transferts par subsurface ne sont pas dépendant de la parcelle mais de sa position dans le bassin versant. Une distribution de la variable utilisée pour le calcul des transferts de subsurface est créée pour chaque exutoire de parcelle lors du passage de l'arbre de drainage maillé à l'arbre d'exutoire. Ceci permet de prendre en compte l'hétérogénéité de la parcelle vis à vis de cette variable. Elle permet aussi de modéliser les surfaces saturées. L'intégration des transferts par subsurface et de la gestion des zones saturées est développée dans le chapitre 4 section 1.1 et 2.3.

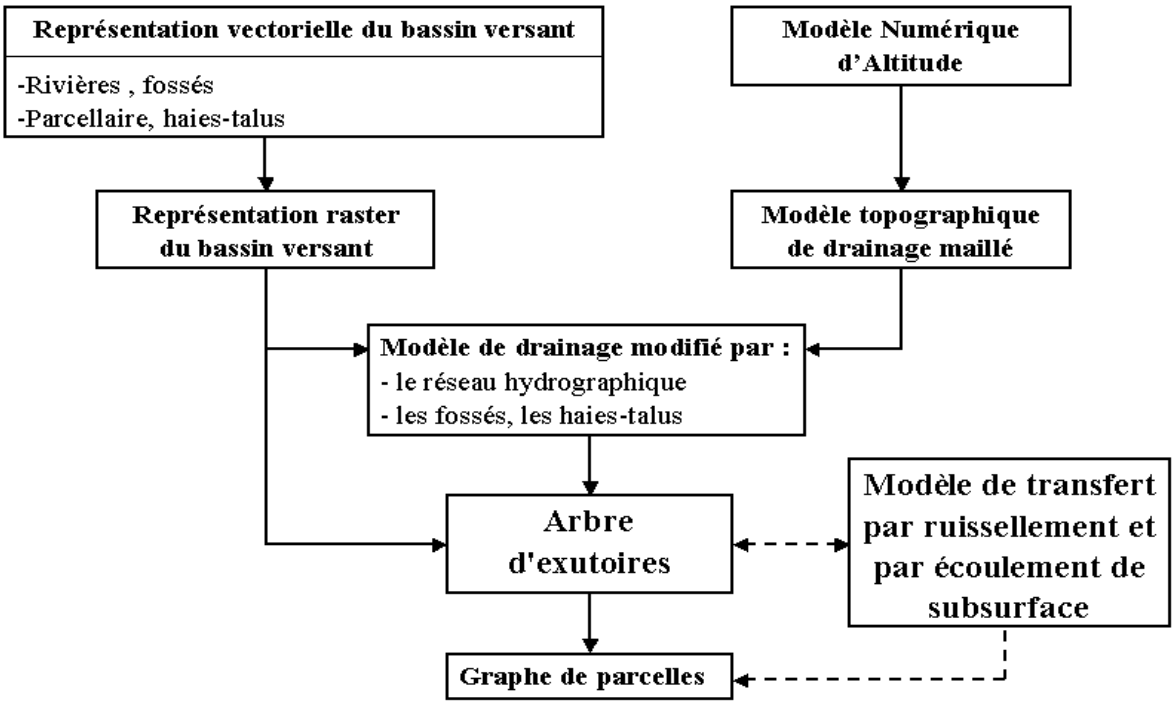


Figure 3.2 : Structure du modèle spatial.

2 Les données spatiales utilisées en entrée

Les données nécessaires pour représenter spatialement le bassin versant sont à la base un MNA et le parcellaire. D'autres données sont également nécessaires à prendre en compte dans l'arbre de drainage : le réseau hydrographique et les aménagements anthropiques. Il s'agit pour les aménagements : du réseau bocager (haies, talus), du réseau de fossés, des caractéristiques du travail du sol réalisé sur les parcelles cultivées (sens du travail du sol, fourrières, rugosité, …) (tableau 3.1).

Le parcellaire est représenté dans un Système d'Information Géographique (SIG) par un ensemble de polygones. Chaque polygone représente une parcelle culturale avec ses caractéristiques (numéro de parcelle culturale, numéro de parcelle cadastrale, assolement). Une ou plusieurs parcelles culturales forment une parcelle cadastrale. La date de dernier travail du sol et la teneur en matières organiques sont renseignées sur un fichier annexe pour chaque parcelle culturale.

Le réseau hydrographique est représenté dans le SIG par un ensemble de polylignes. Le réseau de fossés et leurs exutoires sont respectivement représentés par des polylignes et par des points. Les haies et talus sont représentés dans le SIG par des polylignes situées sur les limites de parcelles culturales.

Pour modéliser les directions de ruissellement, plusieurs informations complémentaires peuvent être prises en compte sur les parcelles comme le sens du travail du sol, les fourrières[4] et les dérayures[5]. Ils ne sont pas traités dans ce mémoire mais ils pourront être intégrés par la suite dans ce modèle à partir de travaux déjà réalisés dans d'autres modèles (Souchère, 1995 ; Souchère *et al.*1998).

Objet	Type	Attributs
Parcelle	Surfacique	Numéro de parcelle Occupation du sol Date de dernier travail du sol Teneur en matières organiques
Réseau hydrographique	Linéaire	
Fossé	Linéaire	
Point bas de fossé	Ponctuel	
Haie-talus	Linéaire	Numéro de parcelle culturale Numéro de haie

Tableau 3.1 : Tableau synthétique des différents objets pris en compte.

[4] Une fourrière est la zone en limite de parcelle où s'effectuent les demi-tours lors des opérations de travail du sol et où le sens de semis suit la limite de parcelle.
[5] Une dérayure est la dernière raie de charrue non rebouchée lors du labour.

Le bassin versant est entièrement couvert par la couche parcelle. Les autres objets sont situés sur le contour des polygones des parcelles. Nous avons décidé que les routes ne font pas partie des objets représentés par le modèle compte tenu de la résolution du MNA au pas de 20 mètres. De plus, les routes étant souvent bordées par des fossés, elles peuvent être considérées comme prises en compte indirectement par ces derniers. En effet, les fossés n'ont pour l'instant aucune fonction d'infiltration et, comme les routes, peuvent être donc considérés comme des surfaces imperméables. Ainsi, lorsqu'il existe un système de fossés le long d'une route, celle-ci peut être confondue avec le fossé. Le rôle des fossés dans le transfert et la dissipation des pesticides est important. L'infiltration de l'eau et la rétention des pesticides dans ces aménagements sont très variables mais pour l'instant difficiles à modéliser de manière opérationnelle. Des travaux sur le devenir des pesticides dans les fossés tels que ceux de Margoum (2003) pourront être pris en compte par la suite.

Les données d'entrée du SIG doivent répondre à certains critères afin qu'elles puissent être utilisées dans le modèle de façon correcte. Ces critères sont présentés plus en détail dans les sections suivantes pour les différents objets utilisés. De plus, quelques prétraitements sont proposés pour rendre des données initiales compatibles avec ces conditions.

2.1 La couche « parcelle »

La couche « parcelle » est une couche vecteur polygonale. Chaque polygone a en entrée un numéro de parcelle culturale pour l'identifier et un numéro de parcelle hérité du cadastre. Une occupation du sol est attribuée à chaque parcelle. Nous distinguons 19 types d'occupation du sol : maïs, céréale, colza, pomme de terre, épinard, pois, betterave, haricot, prairie temporaire, prairie permanente, sol nu, bande enherbée, verger, bois et imperméable.

Notre but étant de modéliser les transferts des herbicides agricoles, les zones urbaines, d'activités industrielles ou artisanales sont très peu détaillées. Les eaux de ruissellement de ces zones sont généralement drainées vers un réseau d'assainissement. Les parcelles de ces zones sont considérées comme des surfaces imperméables dont les exutoires se jettent vers un réseau d'assainissement assimilé ici à un réseau de fossés. Les habitations individuelles sont aussi considérées comme des surfaces imperméables mais les eaux de ruissellement de ces parcelles n'aboutissent pas systématiquement vers un réseau de fossés.

La couche « parcelle » originelle (figure 3.3a) ne remplit pas forcément toutes les conditions pour être utilisée par la suite. Un certain nombre de modifications ou de vérifications doivent être effectuées :

- chaque parcelle culturale (polygone) doit avoir un identifiant différent sauf si cette parcelle a une bande enherbée. Dans ce cas, il y aura deux polygones ayant le même identifiant mais dont l'occupation du sol diffèrera ;
- la couche « parcelle » doit couvrir entièrement la surface du bassin versant considéré et les parcelles culturales ne doivent pas se recouper. Si ces conditions ne sont pas remplies, il est nécessaire de réajuster manuellement et/ou

automatiquement la couche. Il peut exister des zones non couvertes soit parce que la numérisation du parcellaire n'a pas bien été réalisée ; soit par la présence de route, parking ou autres éléments qui ne sont pas considérés comme des parcelles cadastrales. Pour remédier à ce problème, la solution utilisée dans le cas du bassin versant du Frémeur est de réaliser ;

- si nécessaire, un traitement manuel consistant à dilater les parcelles lorsque les espaces non couverts sont trop importants (figure 3.3b),
- un traitement automatique réalisé sous Arcinfo permettant de créer une couche topologique correcte par une série de fonction (figure 3.3c) ;
    + une fonction CLEAN avec une tolérance de 4 mètres. Elle permet de découper les polygones qui se superposent, de réajuster les arcs des polygones se trouvant dans un rayon de 4 mètres afin qu'ils soient identiques et de créer de nouveaux polygones aux endroits vides où il n'a pas été possible de réajuster les arcs. La valeur de 4 mètres pour la tolérance a été prise pour que les réajustements soient efficaces sans que les polygones ne soient trop déformés,
    + une fonction ELIMINATE sur les polygones créés par la fonction CLEAN. Ces polygones sont identifiés par un numéro de parcelle culturale « nul ». Ils sont supprimés et la zone des polygones supprimés est rattachée au polygone voisin dont l'arc en commun est le plus long.

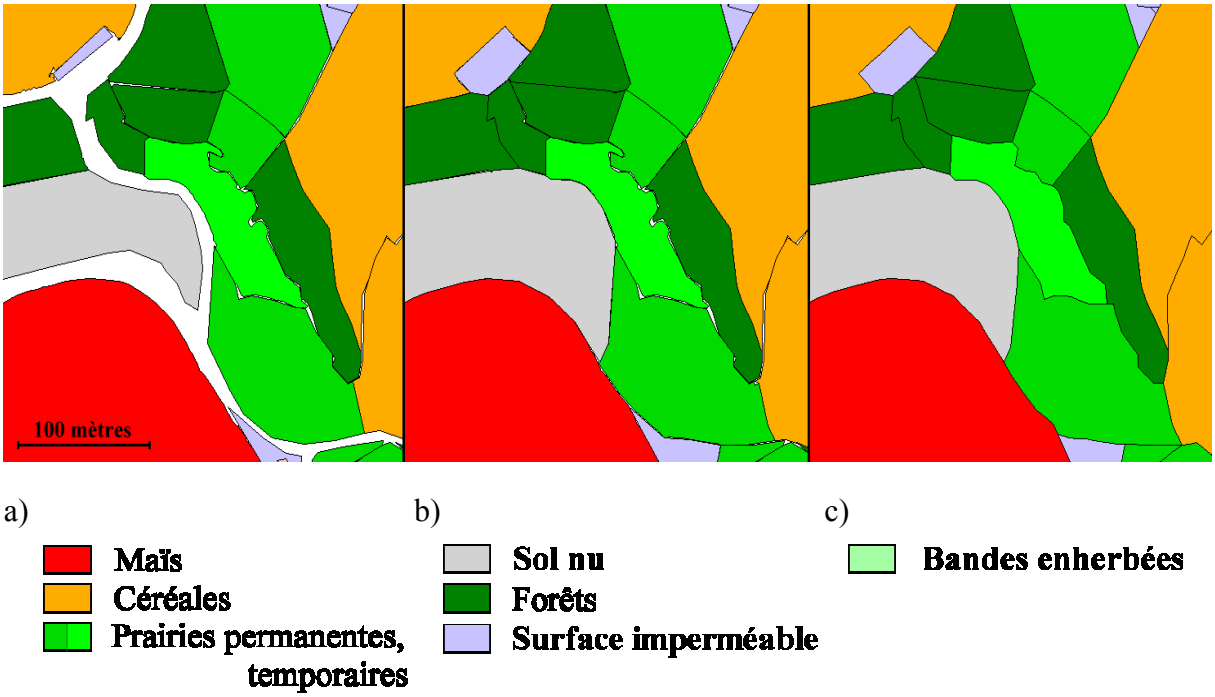


Figure 3.3 : Modification de la couche parcelle sur une partie du bassin versant du Frémeur : a) couche parcelle originale ; b) couche parcelle après traitement manuel ; c) couche parcelle finale.

2.2 La couche « réseau hydrographique »

La couche « réseau hydrographique » est une couche vecteur linéaire. Les lignes de cette couche doivent se trouver sur le contour des parcelles. Le réseau hydrographique comprend tout le réseau naturel classé permanent et intermittent sur la carte IGN au 1/25000. Il comprend aussi des fossés circulants, comme préconisé dans les levés du programme BEP pour l'identification des parcelles à risque, définis comme des fossés où s'écoule de l'eau de façon permanente au minimum pendant trois mois consécutifs au cours d'une année. Une étude de terrain peut être réalisée pour préciser jusqu'où s'étend ce réseau hydrographique.

Les lignes de cette couche peuvent au départ ne pas correspondre aux limites de parcelle. Un prétraitement est alors nécessaire. Quelques règles peuvent être appliquées pour que le réseau hydrographique après le prétraitement (figure 3.4b) ne soit pas trop différent de la couche initiale (figure 3.4a) :

- toutes les parties du réseau hydrographique sont repositionnées sur le bord de parcelle le plus proche lorsque celui-ci en est situé à moins de 10 mètres ;
- les parties situées à plus de 10 mètres sont rattachées au réseau hydrographique modifié précédemment, sauf si cette partie possède une extrémité du réseau (point source) alors elle est supprimée.

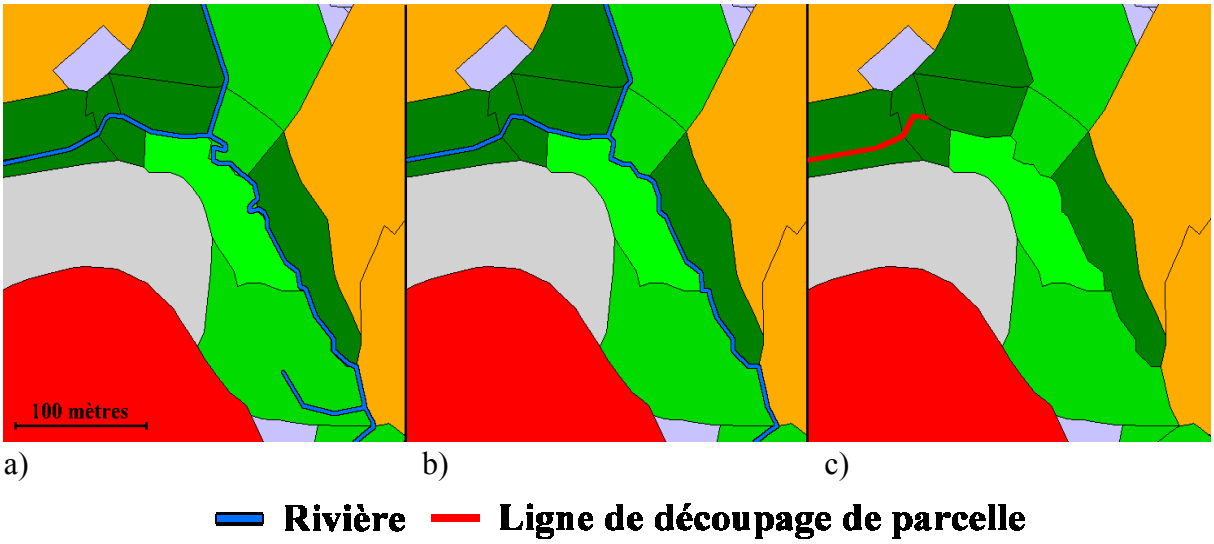


Figure 3.4 : Modification de la couche du réseau hydrographique : a) couche initiale du réseau hydrographique ; b) couche finale du réseau hydrographique ; c) influence du réseau hydrographique sur la couche « parcelle » (ligne de découpage).

En retour, les parties du réseau hydrographique qui ne se trouvent pas sur un bord de parcelle servent à découper les parcelles qu'elles traversent afin de créer de nouveaux polygones (figure 3.4c). Ces derniers gardent les anciens attributs du polygone d'origine mais ont un nouveau numéro de parcelle.

2.3 La couche « réseau de fossé »

L'ensemble des fossés du bassin versant est pris en compte sans distinction. Les mécanismes de circulation de l'eau et des pesticides dans les fossés sont encore difficiles à modéliser. Les travaux actuels n'ont pas pu déterminer une typologie de fossé opérationnelle sur des bassins versants peu renseignés permettant de caractériser comment agit tel ou tel type de fossé vis à vis des mécanismes d'infiltration et de ruissellement de l'eau, d'une part, et de dissipation et rétention des produits phytosanitaires, d'autre part. C'est pour cette raison qu'il n'y a pas eu de différenciation entre les fossés dans cette étude. Des travaux sont en cours dans ce domaine (Collectif, 2004).

Un fossé est décrit comme une polyligne située sur la limite des parcelles qu'elle borde. Il ne possède qu'un seul exutoire. Cet exutoire, lorsque le fossé n'est pas rattaché au réseau hydrographique, est visualisé par un point de la couche « point bas de fossé ». Une simplification de la réalité a été nécessaire pour le cas des systèmes fossé-route-fossé. La largeur de ce type de système ne dépasse pas 20 mètres pour les routes secondaires. Si chaque élément était modélisé, la largeur de ce système dépasserait plus du triple de sa largeur réelle. Dans ce cas, les fossés parallèles situés de chaque côté d'une route sont alors confondus, la route n'étant pas représentée dans ce modèle. Cette simplification ne modifie pas de manière significative les surfaces des parcelles avoisinantes. De plus, la surface totale des routes (74 ha.) n'excède pas plus de 5 % de la surface du bassin versant.

Des corrections doivent être apportées si un fossé possède plusieurs exutoires. Il est alors découpé en plusieurs lignes non-jointives afin de n'avoir qu'un seul exutoire par ligne « fossé ». Une étude de terrain peut être nécessaire dans ce cas. Les données initiales peuvent ne pas satisfaire à ces conditions. Des prétraitements comme ceux réalisés sur la couche « rivière » peuvent être effectués (figure 3.5).

2.4 La couche « réseau de haie-talus »

Parmi les structures bocagères, nous nous sommes principalement attachés aux dispositifs de haie-talus par rapport aux haies simples ou aux arbres isolés. Ces dispositifs ont un rôle important dans la circulation superficielle de l'eau en la réorientant voire même en la bloquant. Ce rôle de réorientation n'existe pas ou peu dans les autres structures bocagères. Lorsqu'il existe, il est difficile de le prédire sans une étude de terrain minutieuse.

Nous avons choisi de représenter le dispositif de haie-talus comme un élément appartenant à une parcelle et non à une limite entre deux parcelles. Cette notion d'appartenance est nécessaire dans les traitements de rastérisation et de modification de l'arbre de drainage qui sont faits par la suite. Un dispositif de haie-talus est décrit comme un ensemble de polylignes jointives ayant le numéro de parcelle où il se trouve. Un numéro de haie est défini pour l'ensemble d'un dispositif de haie-talus continu même si celui-ci peut se trouver sur plusieurs parcelles. Dans la base de données initiale, ces lignes doivent se trouver

à moins de 15 mètres du bord de la parcelle où elles se trouvent afin que le traitement de rastérisation puisse fonctionner (figure 3.5).

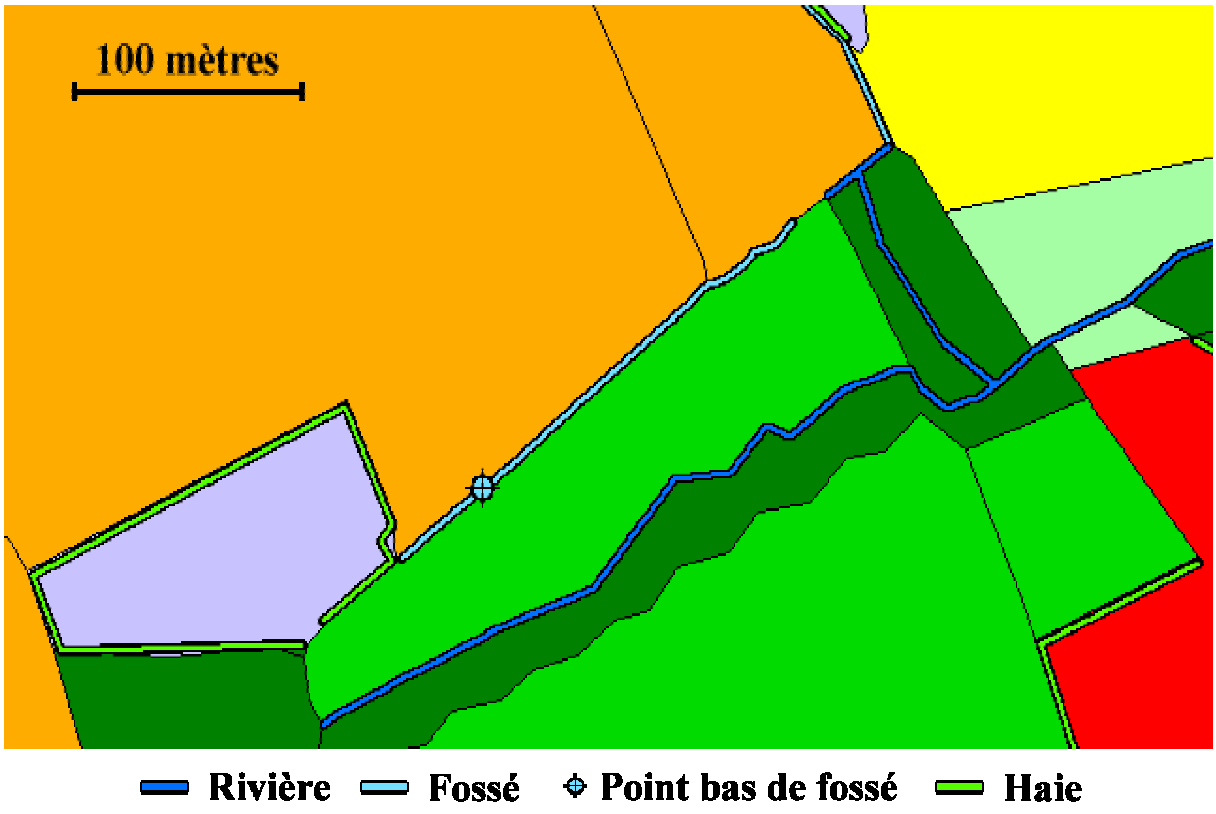


Figure 3.5 : Exemple de superposition des différentes couches.

3 Le réseau de drainage maillé

La création du réseau de drainage maillé est une phase importante pour modéliser les chemins de l'eau dans un bassin versant. La première étape consiste à déterminer un réseau de drainage basé seulement sur la topographie du bassin versant. L'étape suivante consiste à intégrer les différents objets pouvant influencer les directions d'écoulement tels que le réseau hydrographique, les fossés ou les talus.

En cartographie, des règles de priorité sont utilisées dans un objectif de lisibilité. Par exemple, les routes sont prioritaires sur les rivières, qui elles même, sont prioritaires sur l'occupation du sol. Des règles de priorité sont utilisées ici pour modéliser plus fidèlement les processus de transfert lors de la rastérisation des différentes couches d'information. Les mailles du réseau hydrographique sont prioritaires sur celle des fossés. Les mailles du parcellaire viennent en dernier.

3.1 Le modèle topographique

Les principaux traitements utilisés pour aboutir à un arbre de drainage maillé à partir d'un MNA sont effectués en utilisant le logiciel MNTsurf (Squividant, 1994) développé au laboratoire Spatialisation Numérique d'Agrocampus-Rennes. Ce logiciel génère un modèle de drainage mono-directionnel basé sur l'algorithme « D8 » de O'Callaghan *et al.* (1984). Ce type de modèle est très classique et largement utilisé. Le modèle de drainage est ensuite représenté sous la forme d'un arbre n-aire permettant de représenter les relations d'écoulement reliant les mailles entre elles.

Les anomalies de drainage inhérentes aux algorithmes de calcul utilisés pour produire les MNA sont nombreuses et doivent être corrigées. La méthode classique de correction des anomalies de drainage dite « méthode des lacs » n'est pas satisfaisante dans le contexte du massif armoricain. La méthode utilisée est celle du modèle MNTsurf. Elle est basée sur l'analyse originale des arbres de drainage liés aux anomalies de drainage (Aurousseau *et al.*, 1997) (figure 3.6).

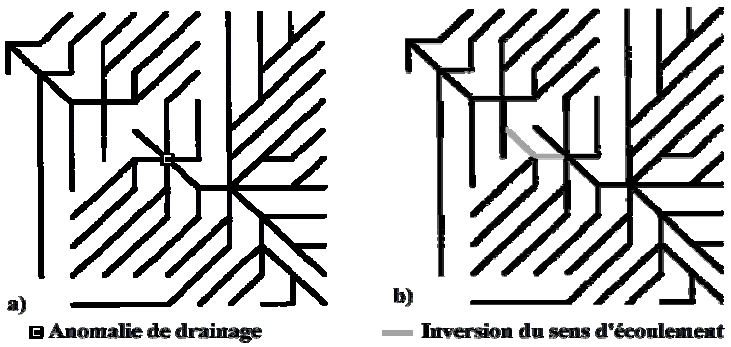


Figure 3.6 : Exemple de correction d'anomalie de drainage : a) avant et b) après correction.

La procédure va sélectionner le chemin le plus probable reliant le minima local qu'est l'anomalie de drainage avec l'arbre de drainage principal. Le chemin le plus court est choisi entre l'arbre de drainage principal et le minima local en essayant de le faire passer par l'altitude la plus basse entre l'arbre et le minima. Lorsque ce chemin est trouvé, la direction de drainage est inversée sur ce chemin à partir du minima local jusqu'à la feuille de l'arbre de drainage principal. Cette étape terminée, les altitudes le long de ce chemin sont corrigées pour rendre sa cohérence entre le MNA et l'arbre de drainage ainsi modifié.

Lorsque les anomalies de drainage sont corrigées, il faut ensuite intégrer les modifications apportées par le réseau hydrographique et de fossés puis par le réseau de haie-talus. Ces modifications nécessitent les données vectorielles acquises précédemment mais sous forme rastérisées.

3.2 Le modèle topographique sous contrainte de réseau hydrographique

Il existe généralement une différence de position entre le réseau hydrographique modélisé et le réseau réel. Cette différence est gênante quand le rôle du chemin de l'eau entre ce réseau et les zones de traitements en pesticide a une importance particulière sur les transferts de pesticides vers les cours d'eau. Lorsqu'il existe une couche d'information sur le réseau hydrographique, il est possible d'imposer les directions d'écoulement suivant le tracé du réseau hydrographique géoréférencé.

La méthode classiquement utilisée est celle du marquage des rivières (au fer rouge) ou « stream burning ». Elle consiste à diminuer d'une valeur arbitraire les altitudes de toutes les cellules appartenant au réseau connu. Une zone tampon peut être définie autour du réseau dans laquelle les valeurs d'altitude sont lissées pour que la direction de drainage soit orientée vers le réseau. Cette méthode est très efficace et rapide mais le MNA modifié ne représente plus la surface topographique de manière réaliste.

La méthode utilisée ici est celle développée dans MNTsurf (Aurousseau *et al.*, 1997). Elle consiste à utiliser un réseau hydrographique hiérarchisé pour corriger le MNA le long des rivières en imposant des altitudes décroissantes de l'amont à l'aval du réseau. Plus en détail, la procédure de correction sous contrainte nécessite, dans un premier temps, de rastériser les couches vecteur du réseau hydrographique et du réseau de fossé. La rastérisation se fait en fonction de la présence ou non des lignes vecteurs sur les mailles du MNA. Pratiquement, la fonction suit le vecteur et crée une maille « fossé » ou de réseau hydrographique dès qu'elle se projette au niveau d'une nouvelle maille. Parallèlement, un filtre adapté à ces données hydrologiques, proche d'une squelettisation, est effectuée (figure 3.7).

La procédure va ensuite construire un arbre de drainage, à partir du point bas du réseau hydrographique, en passant par toutes les mailles du réseau hydrographique. Dans le même temps, les altitudes sont recalculées pour rester cohérentes avec l'arbre de drainage corrigé. Les directions de drainage sont modifiées autour du réseau hydrographique par un masque d'une largeur d'une maille qui permet de forcer la convergence vers le réseau

hydrographique. Les directions de drainage des autres mailles du bassin versant ne sont pas modifiées sauf pour rester cohérent avec les corrections apportées par le réseau hydrographique.

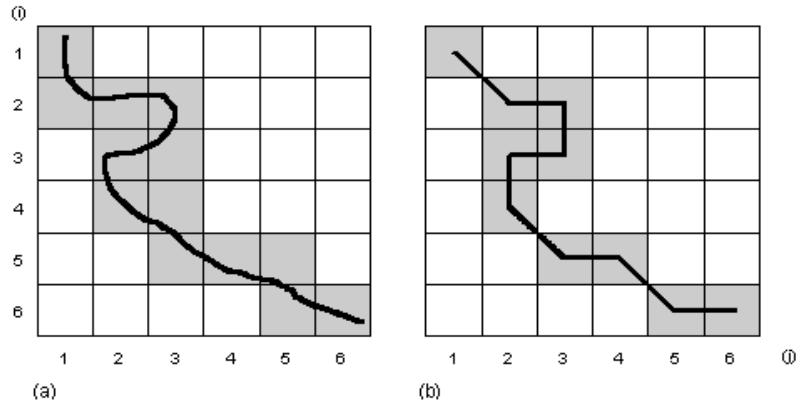


Figure 3.7 : Un exemple de résultat de rastérisation d'une partie d'un réseau hydrographique (a) et du filtre utilisé pour traiter ces information hydrologique (b).

La morphologie des vallées va jouer un rôle important dans la restitution d'un réseau de drainage correct. Si une vallée est assez étroite, le réseau vrai et celui calculé par le MNA sont assez similaires. Par contre, lorsque le fond de la vallée est large et avec de faibles pentes, les réseaux vrai et calculé peuvent être sensiblement différents et donc lors de la correction sous contrainte, des réseaux de drainage parallèles peuvent se former. Dans ce cas, les eaux d'écoulement des parcelles de bord de cours d'eau ne sont pas drainées directement vers le réseau hydrographique. La méthode utilisée minimise ce problème sur une largeur d'une maille autour du réseau hydrographique. L'efficacité de ces modifications sur les abords est assez limitée et n'est pas forcément pertinente. En effet, les berges des cours d'eau sont souvent surélevées par rapport aux parcelles qui la bordent et donc les écoulements peuvent être parallèles au cours d'eau. De plus, les cours d'eau peuvent avoir été réaménagés ou déviés et ne suivent plus les pentes naturelles du bassin versant. Dans ce cas, les modifications de drainage aux abords n'ont pas lieu d'être. Seuls des relevés de terrain peuvent permettre de déterminer précisément les directions de drainage dans ces zones. Nous admettrons pour notre étude, que les modifications de drainage aux abords du réseau hydrographique sont pertinentes. Ces modifications favorisent un ruissellement plus direct vers le réseau hydrographique et sur-évaluent donc le risque de transfert vers les cours d'eau.

Les fossés[6] connectés au réseau hydrographique sont considérés comme une extension du réseau hydrographique et sont confondus avec le réseau hydrographique. Les fossés non connectés au réseau hydrographique ne sont pas pris en compte dans le logiciel MNTsurf. Nous considérons qu'un réseau de fossé va influencer le réseau de drainage de la même manière que le réseau hydrographique. Les fossés dont l'exutoire n'est pas le réseau hydrographique sont l'objet d'une correction sous contrainte analogue à celle du réseau hydrographique en partant de l'exutoire repéré par le point bas de fossé et ils déversent leurs eaux dans une parcelle située en aval.

[6] Nous rappelons qu'au cours de la phase de rastérisation, les mailles du réseau hydrographique sont prioritaires sur les mailles du réseau de fossés. Le point bas de fossé est rastérisé en vérifiant qu'il appartient bien à une maille fossé.

3.3 Modifications du réseau de drainage sous influence du bocage

Figure 3.8 : Exemple d'aménagement sous forme de haie-talus.

Le comportement du dispositif de haie-talus peut être considéré comme un microrelief redirigeant l'eau le long du bord de la parcelle où se trouve ce dispositif (figure 3.8). Dans certains cas, il peut avoir un rôle de puit, bloquant l'eau et l'obligeant à s'infiltrer. La largeur de ce type de dispositif se situe entre 2 et 5 mètres. La prise en compte de ces éléments dans une représentation raster à pas de 20 mètres conduit à conférer une largeur de 20 mètres au dispositif de haie-talus. Or, en cartographie, la convention consiste à ne pas représenter à l'échelle des objets géographiques considérés comme particulièrement importants dans un but de lisibilité (par exemple, les routes). Dans le cas d'une modélisation des transferts d'eau et de pesticides, cette convention est problématique. Un dispositif d'une largeur de 20 mètres dans de petites parcelles, peut représenter plus du tiers de leur surface.

Lorsque la résolution de la représentation raster se rapproche de la largeur du dispositif de haie-talus, il est possible de représenter le talus comme un microrelief. Une des méthodes consiste à bloquer tout écoulement sur les mailles représentant le talus et à rediriger l'eau par gravité le long de celle-ci. De même, dans les représentations vectorielles triangulaires de type TIN, le dispositif de haie-talus peut être pris en compte de manière réaliste. Dans ce cas, la méthode la plus couramment employée est de bloquer l'écoulement des eaux entre deux triangles par le segment qu'ils ont en commun si, sur ce segment, il existe un dispositif de haie-talus.

Dans le cas d'une représentation raster à pas de 20 mètres, les solutions ci-dessus ne sont pas utilisables. La solution que nous avons adoptée, dérivée de la méthode développée par Zhang (1995 ; Mérot *et al.*, 1999) et reprise par Viaud (2004), est une solution nouvelle qui n'a pas encore été abordée. Elle se situe entre les représentations raster et vectorielle. L'influence des dispositifs de haie-talus sur la re-direction des écoulements le long de ces dispositifs ne se fait plus au niveau de la maille mais sur les côtés de celle-ci. Le dispositif de haie-talus n'a donc plus d'épaisseur pour jouer son rôle de barrière au ruissellement.

Les mailles de type « haie-talus »[7] sont alors dissociés en deux parties :

- une barrière bloquant l'eau dans certaines directions et identifiée par un certain nombre de côtés[8] appelés « murs » par la suite ;
- une surface pouvant ruisseler.

Pour arriver à ce résultat plusieurs étapes sont nécessaires :

- les couches « parcelle » et « réseau de haie-talus » sont rastérisées. Une procédure spécifique est employée pour que les mailles qui seront du type « haie » se trouvent bien sur les mailles de bordure de parcelle dont elles dépendent ;
- à partir de ces informations rastérisées, une procédure est lancée pour créer les « murs » ;
- le modèle de drainage est ensuite modifié en fonction de ces « murs ».

Ces différentes étapes sont décrites dans les sections suivantes.

3.3.1 Procédure de rastérisation de l'information

La procédure de rastérisation des polygones de la couche « parcelle » utilisée affecte à chaque pixel l'attribut du polygone qui se projette au centre de ce pixel. Pour cela, l'algorithme optimisé de McMartin *et al.* (1992) est utilisé. La procédure de rastérisation peut être améliorée en prenant en compte le polygone dominant et non la projection du centre du pixel. Les pixels héritent de l'identifiant de la parcelle et de son occupation du sol dans le cadre de cette rastérisation.

La rastérisation des lignes « haies » se fait en fonction de la projection des lignes vecteurs sur les mailles du bassin versant. Pratiquement, la fonction suit le vecteur « haies » et crée une maille « haie » dès qu'elle se projette au niveau d'une nouvelle maille. Ses numéros de haie et de parcelle sont attribués à la maille concernée.

Les méthodes employées pour rastériser des polygones et des polylignes ne sont pas les mêmes. Par conséquent, les mailles « haie » peuvent ne pas être cohérentes avec les informations provenant de la couche « parcelle ». Une procédure est alors employée pour permettre de positionner les mailles « haie » sur les mailles du bord de la parcelle ayant le même numéro que celui de la haie (figure 3.9).

[7] Nous désignerons par la suite les mailles où sont présents les dispositifs haie-talus par des mailles « haie » pour simplifier l'écriture.

[8] Ces côtés de maille qui représentent le microrelief seront appelés « murs » par la suite pour en faciliter la rédaction.

La procédure parcourt les différents segments des polylignes « haie » en commençant par le corps du segment :

- lors de ce parcours, plusieurs conditions doivent être réunies pour qu'une maille devienne une maille « haie ». La maille haie doit avoir ;
  - le même numéro de parcelle que celui de la haie,
  - une maille voisine par le côté ayant un numéro de parcelle différent ;
- Si ces deux conditions ne sont pas réunies alors la fonction regarde les mailles voisines par le côté pour voir si elles répondent aux critères cités ;
  - si plusieurs mailles répondent aux conditions citées alors la maille la plus proche du vecteur « haie » est choisie pour devenir une maille « haie »,
  - si aucune maille ne répond aux conditions citées alors aucune maille « haie » n'est créée.

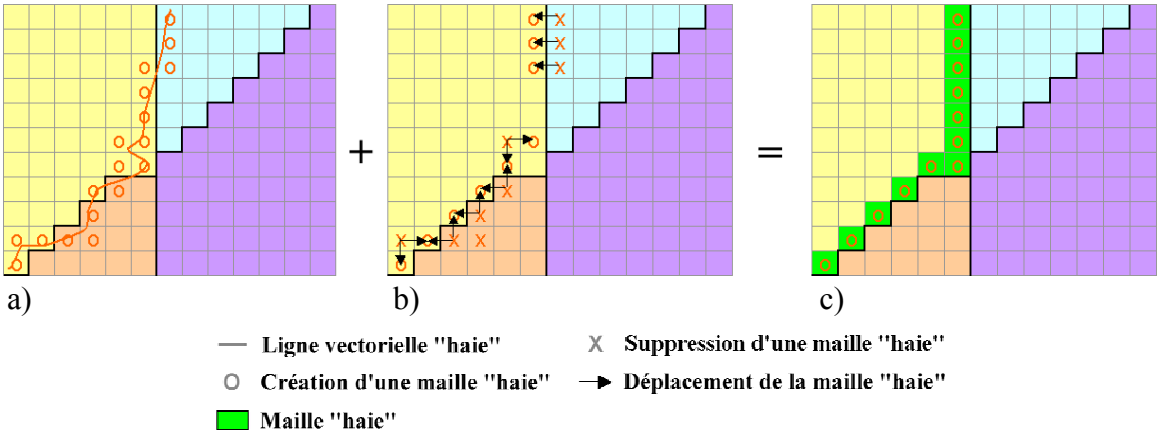


Figure 3.9 : Rastérisation des haies : a) création des mailles « haie » en tout point du vecteur ; b) application des règles de déplacement et de suppression pour les mailles ne répondant pas aux conditions initiales ; c) résultat.

D'autres conditions sont ajoutées au traitement des extrémités des segments en plus de celles déjà utilisées pour le corps du segment. Un attribut « extrémité de haie » est prévu pour gérer les continuités et les discontinuités entre les haies. Cependant, l'analyse des problèmes de gestion des continuités et discontinuités des haies, débutée assez tardivement dans cette étude, n'a pas permis de trouver des règles simples et génériques pour traiter tous les cas. Seules quelques règles ont été développées dans ce but :

- la première règle permet de forcer la création d'une maille comme extrémité. Si au niveau de l'extrémité du segment, la maille n'appartient pas à la bonne parcelle et que les quatre mailles voisines par le côté ne répondent pas aux critères de création de maille « haie » alors la maille répondant aux conditions dans l'un des 4 voisins par le coin (en diagonal) est choisie ;
- la deuxième règle permet de préserver la continuité d'une haie. S'il existe plusieurs extrémités de vecteur de même numéro de haie au même point de coordonnée, alors le pixel haie créé n'est pas un pixel d'extrémité.

Les problèmes de discontinuités seront traités de façon manuelle lors de la création des « murs ».

3.3.2 Création de « murs »

Dans un premier temps, tous les « murs » possibles sont créés (figure 3.10c) sans prêter attention aux problèmes de continuité et de discontinuité. Un « mur » est créé lorsqu'un côté d'une maille « haie » est un bord de parcelle. Autrement dit, tout côté de maille « haie » dont la maille voisine appartient à une autre parcelle est un « mur ». L'information de la présence d'un « mur » est propagée aux mailles voisines. Si le côté nord (sud, est, ouest) d'une maille est un « mur », le côté sud (nord, ouest, est) de la maille voisine située de l'autre côté du « mur ».

Dans un deuxième temps, nous voulions développer un algorithme automatique permettant de créer des discontinuités entre les dispositifs de haie-talus qui ne sont pas continus. De nombreux cas complexes tels que, des haies-talus parallèles, des haies-talus de petite taille ou des haies-talus dont les deux extrémités se retrouvent sur la même maille, ne nous ont pas permis de développer un algorithme général et automatique. Pour palier à cette difficulté, une interface graphique interactive a été développée par H. Squividant sur MNTsurf permettant de créer ou supprimer des « murs » en fonction de ceux déjà générés lors de la première étape. Cette correction manuelle n'a pas pris plus d'une demi journée pour être réalisée sur l'ensemble du bassin versant. D'autres problèmes sont corrigés, de manière manuelle, grâce à cette interface comme :

- la suppression de « murs » superflus aux niveaux des extrémités de haie et aux jointures entre des parcelles. Ceci se traduit par la suppression des « murs » qui ont une de leur extrémité sans « mur » connexe et à l'autre extrémité au moins deux « murs » connexes ou un seul « mur » connexe qui lui est perpendiculaire ;
- la gestion des haies se trouvant sur de petites parcelles. Si la largeur des parcelles est d'une maille alors la parcelle est entièrement ceinturée de « mur ». Dans ce cas, il faut supprimer tous les « murs » du côté opposé à la haie ;
- la gestion des haies parallèles. En bord de route, il peut exister des haies de chaque côté de celle-ci. Dans notre modélisation, les routes n'étant pas prises en compte, deux haies peuvent se retrouver l'une en face de l'autre. En terme de représentation du microrelief, les « murs » des deux haies se retrouvent sur la même limite de parcelle. Pour les différencier, les « murs » d'une des haies sont déplacés à l'intérieur de la parcelle.

Le résultat de ces corrections est présenté dans la figure 3.10d.

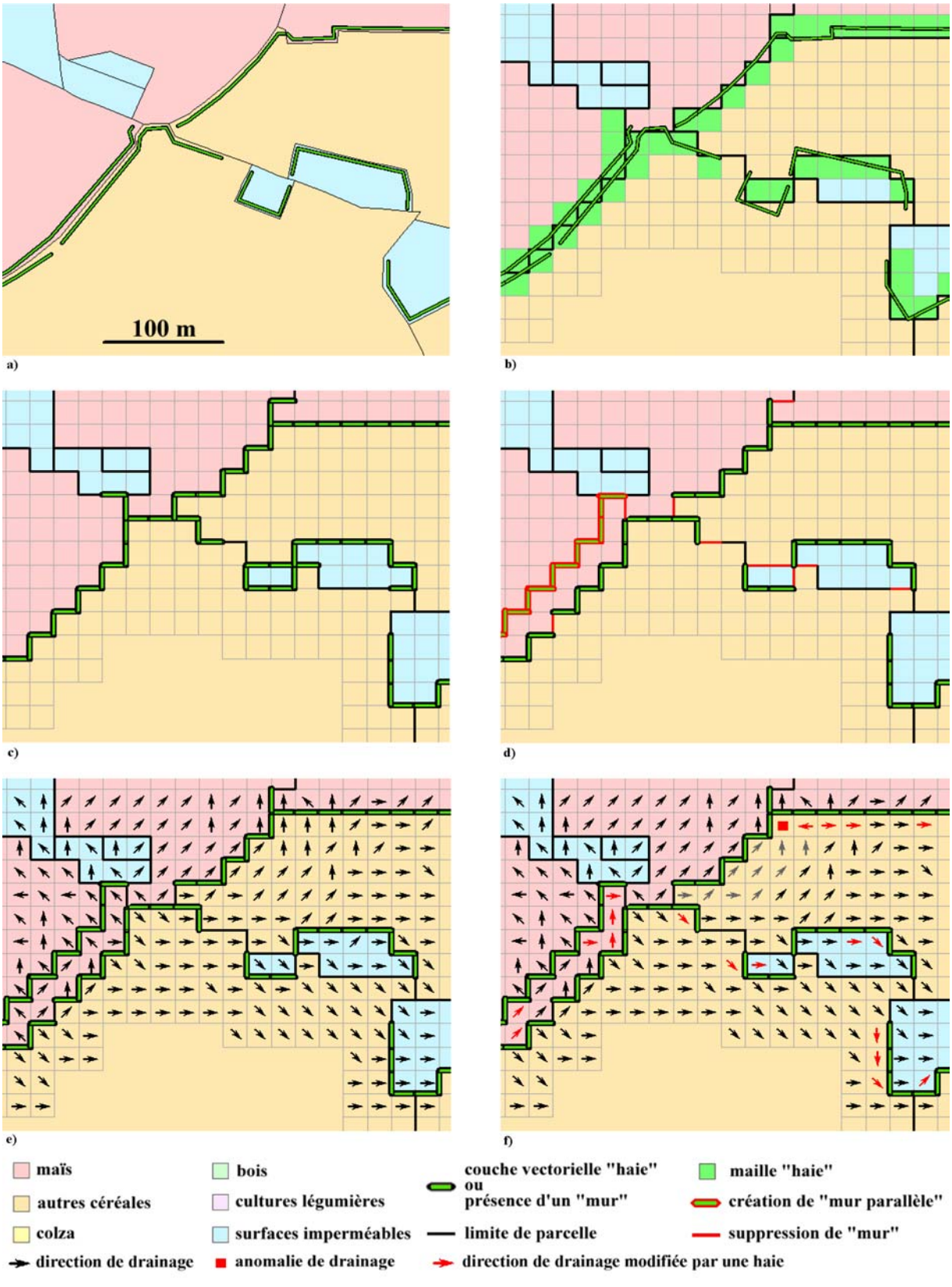


Figure 3.10 : Les différentes étapes de la modification des directions de drainage par les haies : a) couches vecteur initiales des parcelles et des haies ; b) création des mailles « haie » ; c) création simplifiée des « murs » à partir des mailles « haie » ; d) correction manuelle de la présence de « murs » ; modèle de drainage e) avant correction et f) après correction.

3.3.3 Modification de la direction de drainage

Deux possibilités pour modifier la direction de drainage peuvent être envisagées. La première reprend la notion de point haut et point bas de haie développée par Zhang (1995) avec une direction de drainage le long de la haie influencée par une direction préférentielle. La deuxième modifie la direction de drainage à partir des seules mailles voisines. Cette deuxième solution (figure 3.10e et 3.10f) a été choisie pour sa simplicité et son utilisation classique dans les modèles de drainage.

Tout d'abord, les « murs » servent à bloquer le drainage. Les écoulements ne peuvent pas se faire par un côté de maille où il existe un « mur » ou par un angle de la maille si cet angle est bordé par un « mur » de chaque côté. En dehors des directions bloquées par les « murs », la direction choisie est celle de la maille voisine dont l'altitude est la plus faible. S'il n'existe pas de maille voisine dont l'altitude est moins élevée que la maille traitée alors un « puit » se forme à cet endroit et crée une anomalie de drainage dans l'arbre de drainage.

4 D’une structure maillée à une structure d’arbre de parcelles

Le passage d’un arbre de drainage maillé à un arbre de drainage basé sur les parcelles est motivé par deux raisons essentielles. La première est qu’un arbre de drainage parcelle doit permettre, comparativement à un arbre de drainage maillé, de mieux identifier et visualiser la contribution des parcelles considérées comme des unités agronomiques et d’identifier leur connectivité à l’intérieur du bassin versant. La seconde raison est que le modèle soit applicable à des bassins versants de plus grande dimension (1 à 50 km²) tout en gardant une précision permettant de suivre les chemins de l’eau entre les parcelles. Un modèle maillé a l’inconvénient d’une lourdeur de modélisation et de temps de calculs importants. À l’opposé, un arbre de drainage basé uniquement sur la notion de parcelle ne permet pas d’analyser les cheminements du ruissellement entre les parcelles et à l’intérieur de celles-ci.

L'approche intermédiaire retenue (Tortrat, 2004), basée sur un découpage de l’espace au sein même des parcelles, en fonction des points de sortie de l’eau vers les parcelles situées en aval, permet de construire une modélisation plus fidèle des mécanismes de ruissellement (concentration des ruissellements dans les talwegs, chemins de l’eau d’une parcelle vers ses parcelles voisines situées en aval, …). Elle se base également sur des levés de terrain couramment réalisés dans le cadre des bassins versants de Bretagne Eau Pure, qui identifient ces points de sortie de l’eau des parcelles.

La construction du modèle de drainage original développé se fonde sur certaines définitions :

- une « maille sortante » est une maille appartenant à une parcelle mais en situation de bordure et dont la direction de drainage est de nature à conduire les eaux de ruissellement à l'extérieur de la parcelle ;
- un « exutoire » d'une parcelle est une « maille sortante » ou un ensemble de « mailles sortantes » alimenté par une même surface contributive.

Nous distinguons deux types d’exutoires caractérisés par leurs types de surfaces contributives (tableau 3.2) :

- un exutoire dont toute l’aire drainée est comprise dans la parcelle où il se trouve. Cet exutoire n’est donc pas alimenté par des parcelles situées en amont que nous dénommerons, par la suite, de manière plus condensé « exutoire non alimenté par l’amont » (exutoire en bleu foncé, surface contributive en bleu ; figure 3.11b) ;
- un exutoire dont la surface contributive est en partie alimentée par des eaux de ruissellement venant de parcelles plus en amont que nous dénommerons, par la suite, « exutoire alimenté par l’amont » (exutoire en vert foncé, surface contributive en vert ; figure 3.11c) et alimentée en complément par une surface contributive dont l’aire drainée est interne à la parcelle (surface contributive en jaune ; figure 3.11d).

Type d'exutoire	Type de maille	Description
Non alimenté par l'amont (bleu)	Exutoire (bleu foncé)	Maille sortante dont toute l'aire drainée est comprise dans la parcelle où elle se trouve
	Non alimenté par l'amont (bleu)	Maille dont toute l'aire drainée est comprise dans la parcelle où elle se trouve
Alimenté par l'amont (vert)	Exutoire (vert foncé)	Maille sortante dont la surface contributive est en partie alimentée par des eaux de ruissellement venant de parcelles plus en amont
	Alimenté par l'amont (vert)	Maille dont la surface contributive est en partie alimentée par des eaux de ruissellement venant de parcelles plus en amont
	Non alimenté par l'amont (Jaune)	Maille alimentant une surface contributive verte mais dont l'aire drainée est comprise dans la parcelle où elle se trouve

Tableau 3.2 : Typologie des exutoires et des surfaces contributives.

L'arbre de drainage maillé est parcouru une première fois pour identifier les mailles sortantes des parcelles. En parcourant l'arbre en descendant, des surfaces contributives de « type bleu » sont rencontrées dans un premier temps, puis, dans un deuxième temps, ce sont des surfaces contributives de « type vert » alimentées par l'amont par des surfaces contributives de « type bleu ». Nous définissons enfin les surfaces contributives de « type jaune ».

Les mailles sortantes d'une parcelle donnée et alimentée par une surface contributive de même type sont ensuite regroupées pour définir un exutoire. Les exutoires A1 à F2 (tableau 3.3 ; figure 3.11f) sont ainsi créés successivement. Nous remarquons qu'il peut donc exister plusieurs exutoires sur une parcelle donnée. Mais, il n'existe qu'un seul exutoire de chaque type (vert ou bleu) par parcelle alimentant un exutoire situé en aval.

Les relations topologiques entre exutoires sont ensuite représentées sous forme d'un arbre (figure 3.11g) dont les pointeurs, qui représentent les exutoires, ont pour attribut leurs surfaces contributives. À partir de ces surfaces contributives, les flux d'eaux et de pesticides entraînés par ruissellement sont calculés par la suite (*cf.* chapitre 4). La modélisation est donc réalisée sur la base d'un arbre d'exutoires dont les résultats pourront être sommés sur un graphe de parcelles (figure 3.11h). Le graphe de parcelles sera simplement utilisé pour visualiser les connexions entre parcelles et les flux obtenus.

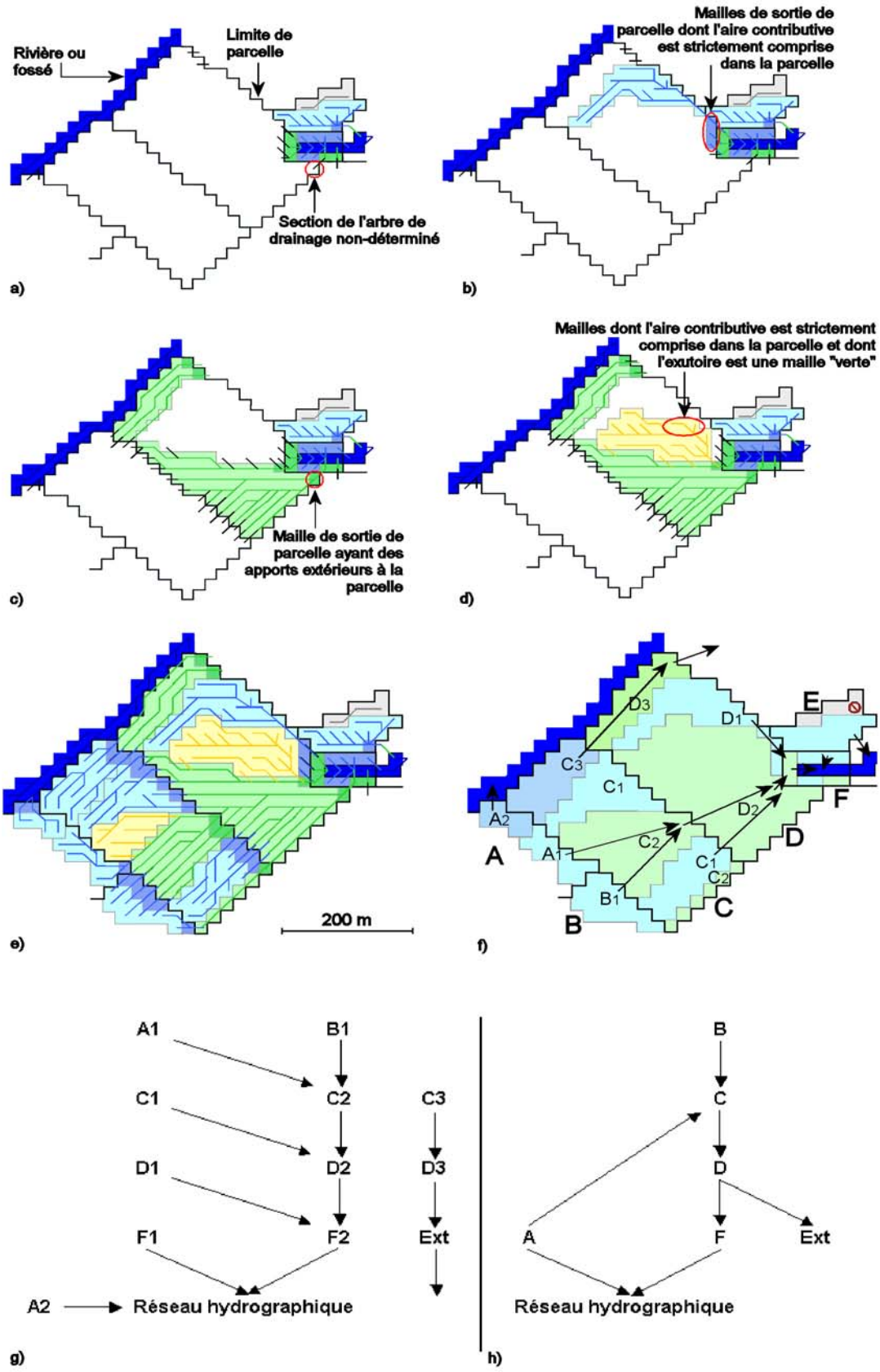


Figure 3.11 : Création de l'arbre d'exutoires : a, b, c, d, e) quelques étapes de la création des différentes surfaces contributives ; f) agrégation des différentes surfaces contributives en un arbre d'exutoires ; g) schéma de l'arbre d'exutoires ; h) schéma du graphe de parcelles.

Parcelle	Exutoire	Alimenté par l'amont par	Alimente à l'aval	Type de surface contributive
A	A1	-	la parcelle C	bleu
A	A2	-	le réseau hydrographique	bleu
B	B1	-	la parcelle C	bleu
C	C1	-	la parcelle D	bleu
C	C2	A1 et B1	la parcelle D	vert et jaune
C	C3	-	la parcelle D	bleu
D	D1	-	la parcelle F	bleu
D	D2	C1 et C2	la parcelle F	vert et jaune
D	D3	C3	une parcelle extérieure	vert
F	F1	-	le réseau hydrographique	bleu
F	F2	D1 et D2	le réseau hydrographique	vert

Tableau 3.3 : Tableau résumant les relations topologiques présentées dans la figure 3f.

Un exemple de résultat sur la répartition des types de surface contributive est présenté dans la figure 3.12. Pour plus de lisibilité, nous avons regroupé les mailles en deux catégories selon que l'aire drainée de ces mailles est comprise totalement ou en partie dans la parcelle où elle se trouve.

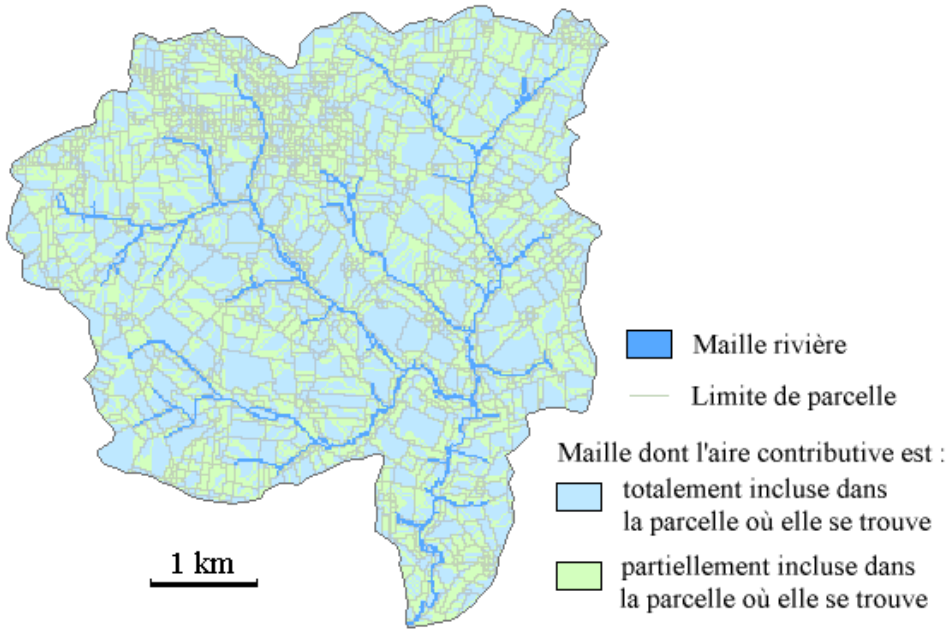


Figure 3.12 : Carte des surfaces contributives du bassin versant du Frémeur.

5 Conclusion partielle

Un des objectifs du modèle de transfert que nous développons est de faire ressortir les éléments du paysage contribuant ou limitant la contamination des cours d'eau par les pesticides. L'organisation des parcelles et des aménagements sur un bassin versant joue un rôle important dans les processus de contamination par ruissellement. Elle influence notamment la connectivité des parcelles avec le réseau hydrographique. La localisation des parcelles par rapport à la position de la nappe joue un rôle dans les processus de contamination par les écoulements de subsurface.

La représentation spatiale dans notre modèle est basée sur un arbre d'exutoires de parcelles intégrant le réseau hydrographique, le réseau de fossés et le réseau de haies, structurant l'espace du bassin versant. L'avantage de cette représentation est de rendre plus explicite les relations spatiales qui existent entre les parcelles et le réseau hydrographique.

L'intégration des effets des différents réseaux est délicate. Elle demande des données d'entrée bien définies. Les principales difficultés résident dans les dimensions des objets à intégrer par rapport au pas du MNT et dans la détermination du degré de continuités des différents aménagements. La largeur d'une haie ou d'un fossé est très petite par rapport à la taille d'une maille de vingt mètres. Pour résoudre ce problème, nous avons développé une démarche originale utilisant les côtés des mailles comme des objets pouvant influencer le réseau de drainage. Cette démarche a été utilisée pour le réseau de haie avec succès. Des améliorations restent à faire pour gérer ces structures de manière plus automatique. Cette démarche pourrait être étendue à d'autres données linéaires tels que les fossés et les cours d'eau.

L'arbre d'exutoires de parcelles permet de mieux visualiser les relations existant entre les parcelles et le réseaux hydrographique. Il est plus simple qu'un arbre de drainage maillé. Son intérêt est de visualiser différentes caractéristiques ou variables d'un exutoire, tels que l'aire drainée, le ruissellement cumulé ou les flux d'herbicides sortant, en valuant les liaisons du schéma de l'arbre d'exutoires ou de parcelles.

CHAPITRE 4

La représentation des transferts des herbicides

Nous avons vu dans le premier chapitre qu'une modélisation conceptuelle des transferts des herbicides est plus appropriée qu'une modélisation à base physique ou déterministe pour une utilisation opérationnelle sur un grand nombre de bassins versants. La modélisation des processus de transfert doit s'articuler sur des lois et des paramètres explicatifs permettant d'éclairer les prises de décisions pour limiter les contaminations des eaux de surface par les pesticides.

L'accent est mis sur les processus de surface liés au ruissellement, ceux-ci occasionnant de fortes concentrations en herbicides dans le réseau hydrographique. Nous nous attachons aussi à modéliser les transferts de subsurface qui sont principalement liés à la contamination de la frange superficielle de la nappe. Nous nous sommes concentrés sur la modélisation des processus de transfert d'eau et d'herbicides sur le versant. Aucun processus n'est modélisé dans les fossés et le réseau hydrographique. Il existe pourtant dans ces compartiments des processus d'infiltration, de sédimentation, d'adsorption et de dégradation. Il serait important de les intégrer dans le modèle par la suite.

La modélisation des différents processus de transfert d'eau et d'herbicides est basée sur des modélisations existantes, adaptées au contexte et aux objectifs développés dans le second chapitre. Pour le ruissellement, le choix s'est porté sur les règles utilisées dans le modèle STREAM (Cerdan *et al.*, 2001) utilisant des règles expertes pour modéliser l'infiltration et des lois du premier ordre pour la dégradation et les échanges sol/eau. Au niveau de la subsurface, une démarche originale s'appuyant sur l'influence de la profondeur de nappe a été développée. La modélisation de la profondeur de la nappe est basée sur le modèle TOPMODEL (Beven *et al.*, 1979).

Dans une première partie, nous développons le ruissellement et le transfert de subsurface à l'échelle de la parcelle. Puis, nous verrons de quelle manière sont représentés les transferts d'herbicides par ruissellement et par écoulement de subsurface. Enfin, nous présentons comment ces différents processus s'intègrent sur l'ensemble du bassin versant.

1 Les processus hydrologiques

Trois voies de transfert sont modélisées :

- *le ruissellement hortonien*. Il est modélisé à partir des règles expertes utilisées dans le modèle STREAM ;
- *le ruissellement sur surface saturée*. L'infiltration est bloquée lorsque la nappe atteint la surface du sol. La profondeur de la nappe est modélisée en utilisant le principe du modèle TOPMODEL (Beven *et al.*, 1979) ;
- *les écoulements de subsurface*. Les transferts d'eau jusqu'à la nappe puis jusqu'à la rivière ne sont pas modélisés de manière explicite car les mouvements de l'eau et des pesticides dans la zone non saturée du sol sont complexes et leur modélisation n'est pas forcément très pertinente lorsqu'il manque des données pour l'argumenter. Pour contourner cette difficulté, nous avons développé une méthode originale de transfert des herbicides à partir de la profondeur de la nappe superficielle.

Différents processus n'ont pas été pris en compte :

- *l'érosion*. Les modélisations actuelles nécessitent des données importantes ou ne s'appliquent pas au contexte dans lequel nous nous situons. L'adaptation du modèle d'érosion de STREAM n'est pas possible car il faudrait travailler avec des données de pluie de pas de temps inférieurs à l'heure. L'érosion n'étant pas prise en compte, les molécules dont les transferts de surface se font principalement sur les matières en suspension ne peuvent être modélisées dans ce modèle. Ce sont principalement des molécules ayant un fort coefficient d'adsorption ;
- *les écoulements de nappe*. Nous avons choisi de ne pas modéliser les transferts lents par la nappe. Dans notre contexte pédoclimatique sur socle, les observations montrent que les contaminations importantes se situent principalement dans les quelques jours ou mois suivant les traitements. Le choix inverse serait nécessaire pour des pesticides dont la durée de vie est assez longue. Or, depuis l'interdiction de l'atrazine, il n'existe quasiment plus d'herbicides qui pourraient contaminer les eaux de surface sur plusieurs années sauf par le biais de processus de rétention, de molécule de dégradation ou de transfert dans des aquifères de grande taille et à très long temps de résidence. De plus, la modélisation de ce type de transfert nécessiterait une meilleure connaissance des transferts dans la zone non-saturée et des dynamiques de la nappe, donc un nombre important de données sur les caractéristiques des profils de sol et du sous-sol qui ne semble pas compatible avec les objectifs de cette modélisation.

1.1 Le ruissellement à l'échelle de la parcelle

Même si les travaux au champ réalisés de manière conventionnelle sur les parcelles sont homogènes, les caractéristiques du sol, et notamment la texture du sol, ne sont pas forcément uniformes sur toute la parcelle. De plus, l'érosion et la sédimentation n'agissent pas de la même manière sur toute la parcelle et varient en fonction des caractéristiques topographiques et des saisons (Huang *et al.*, 2002). Cependant, en première approximation, les caractéristiques et la dynamique de la surface du sol et du couvert végétal sont liées à la culture mise en place, aux interventions de travail du sol liées à cette culture (labour, semis, binage, …) et aux conditions climatiques. Pour simplifier les calculs et pour limiter les données à recueillir, nous considérons que la parcelle est une entité homogène d'un point de vue agronomique et pédologique au niveau des processus de surface.

1.1.1 Le partage entre l'infiltration et le ruissellement

Le choix s'est porté sur un modèle fondé sur les tableaux experts utilisés dans le cadre du modèle STREAM pour plusieurs raisons :

- les processus sont modélisés en ne prenant en compte que les caractères prépondérants (faciès structural, rugosité et couvert végétal) ;
- ces caractères sont combinés simplement afin d'établir une règle de décision facilement adaptable en fonction des caractéristiques du terrain étudié ;
- les données visuelles permettent une compréhension aisée de l'origine du ruissellement pour les acteurs locaux ;
- l'acquisition des données est aisée sur le terrain.

Ces trois derniers points sont importants si nous voulons orienter ce modèle vers une aide à la décision.

Le développement de ces tableaux experts est basé sur de nombreuses données de sols limoneux principalement situés dans le pays de Caux. Deux tableaux permettent de déterminer les volumes d'eau infiltrés :

- le premier détermine le seuil d'infiltration, noté SI, ou appelé aussi capacité d'infiltration à saturation ;
- le deuxième détermine la hauteur de pluie nécessaire avant d'atteindre le régime d'infiltration stationnaire, appelée pluie d'imbibition (Pi).

Pour ce premier tableau, trois paramètres majeurs ont été choisis pour leur influence sur la sensibilité d'un sol au ruissellement : le faciès structural (figure 4.1), la rugosité dans le sens de l'écoulement et le couvert végétal. Une note de sensibilité au ruissellement allant de 0 à 4 est affectée à chaque combinaison de ces trois paramètres en fonction de leur influence respective. La classe 4 représente la combinaison la plus apte à produire un ruissellement (faciès battu, faible rugosité et taux de couvert végétal réduit). Ensuite, une capacité

d'infiltration (tableau 4.1) est associée à chaque classe de sensibilité en fonction des résultats de nombreux travaux expérimentaux.

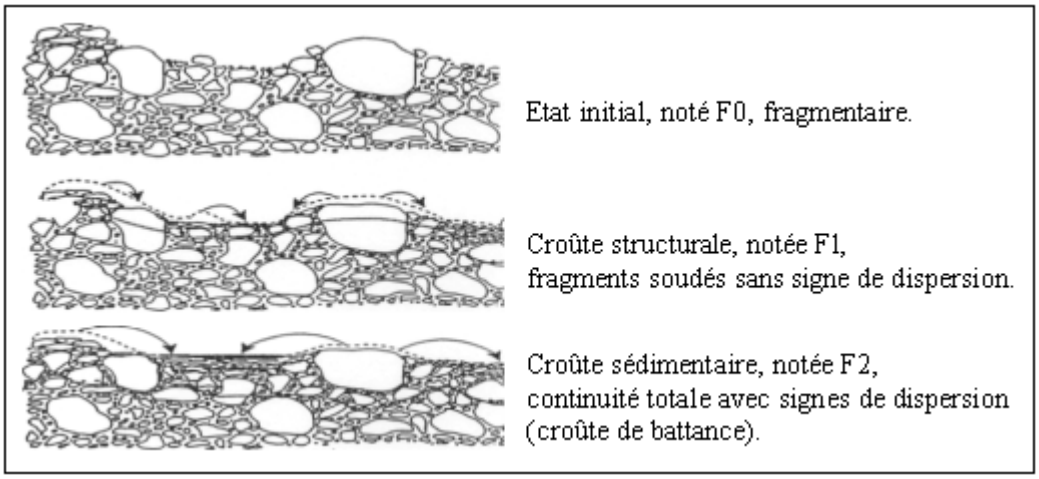


Figure 4.1 : Évolution de la structure de surface sous l'action des pluies. Des stades transitoires peuvent être décrits et notamment, le stade F1 peut être subdivisé en F 11 présentant des fragments soudés mais encore reconnaissables et F12 pour lequel les contours ont disparu mais les signes de dispersion ne sont pas encore présents (d'après Lecomte, 1999).

SI (mm/h)		**Faciès**			
Rugosité	**Couvert végétal**	F0	F11	F12	F2
> 10 cm	> 61 %	50	50	50	10
	31 - 60 %	50	50	20	10
	< 30 %	50	20	20	10
5 - 10 cm	> 61 %	50	50	50	10
	31 - 60 %	50	50	20	10
	< 30 %	50	20	10	5
2 - 5 cm	> 61 %	50	50	20	10
	31 - 60 %	50	20	10	5
	< 30 %	50	20	10	5
1 - 2 cm	> 61 %	50	20	10	5
	31 - 60 %	50	20	10	5
	< 30 %	20	10	5	2
< 1 cm	> 61 %	50	20	10	5
	31 - 60 %	20	10	5	2
	< 30 %	10	10	5	2

Tableau 4.1 : Seuils d'infiltration (SI en mm/h) en fonction des paramètres faciès, rugosité et couvert végétal (cas du Pays de Caux) (d'après Cerdan *et al.*, 2001).

Pour le deuxième tableau, il s'agit d'estimer l'état hydrique initial du sol afin de déterminer la pluie d'imbibition. Cette hauteur de pluie est calculée à partir d'une combinaison entre la hauteur de pluie des 48 heures précédant l'événement modélisé et la classe d'aptitude relative au ruissellement (tableau 4.2).

Pi (mm) / **SI**	**P48**	0 mm	1-15 mm	16-40 mm	>40 mm
50 mm/h		20	15	12	8
20 mm/h		15	12	8	5
10 mm/h		12	8	5	2
5 mm/h		8	5	2	1
2 mm/h		5	2	1	0

Tableau 4.2 : Hauteurs de pluie d'imbibition (P_i) en fonction du seuil d'infiltration (SI) et de la pluie antécédente (P48) (cas du Pays de Caux) (d'après Cerdan *et al.*, 2001).

Ces tableaux ont été développés pour les sols limoneux du pays de Caux dans des vallées sèches. Les sols y sont bien drainés et assez identiques. La nappe n'a pas d'influence sur les processus d'infiltration et de ruissellement. Dans notre contexte hydrologique, la nappe superficielle peut être proche de la surface, voire affleurante et donc contrôler en partie la teneur en eau du sol avant la pluie et modifier les caractéristiques physiques des sols. Cependant, des observations (Crave *et al.*, 1997) ont montré que les versants et les plateaux peuvent être considérés comme étant bien drainés. Seule une partie des fonds de vallée, caractérisée généralement comme des zones humides, a une incidence sur les teneurs en eau à la surface du sol. Les propriétés des sols, dans ces zones humides, sont généralement différentes. Au printemps et en été, période de culture du maïs, la majeure partie du bassin versant peut être considérée comme bien drainée et étendu à tout le bassin versant sauf pour les zones saturées qui sont traitées dans la section 1.1.3. Par contre, en hiver, la nappe peut jouer un rôle plus important dans le contrôle du ruissellement. Certaines parties du versant peuvent être quasi saturées et modifier ainsi le régime d'infiltration (Heddadj *et al.*, accepté).

Ces tableaux ont été aussi réalisés pour des données d'intensité de pluie instantanée (résolution temporelle de l'ordre de la minute). Or, les intensités de pluie utilisées dans notre modèle sont des intensités moyennes horaires. De plus, il est nécessaire de calibrer ces tableaux experts, réalisés pour les sols limoneux du pays de Caux, pour les sols limoneux bretons. Des observations réalisées par Leroux (2000) sur des parcelles expérimentales de la chambre d'agriculture du Morbihan (domaine de Kerguehennec) montrent que les tableaux sont valables. Des valeurs de seuils d'infiltration sont proposées pour utiliser des intensités de pluie horaire.

Les nouvelles valeurs, calées sur les données de ces parcelles expérimentales, sont présentées dans le tableau 4.3. Le changement du pas de temps de la modélisation n'influence pas les valeurs de hauteur de pluie d'imbibition car celles-ci sont des volumes d'eau et non des intensités. Seules les valeurs d'entrée pour le seuil d'infiltration ont changé (tableau 4.4) pour rester cohérentes avec le premier tableau.

Dans son mémoire, Leroux (2000) montre que les classes de rugosité ne sont pas adaptées pour différencier les techniques culturales les plus couramment utilisées telles qu'un semis après labour et les techniques de travail simplifiées du sol. Il suggère la création de classes de rugosité plus fines pour mieux différencier ces techniques et augmenter le nombre de seuils d'infiltration afin de diminuer l'écart de valeur entre deux seuils. Cependant, l'influence de ces différentes techniques culturales sur l'état de surface d'une parcelle n'est pas bien évaluée. Des observations plus fines et plus nombreuses seraient nécessaires pour valider de nouveaux tableaux pour différentes techniques culturales et différents sols et évaluer l'incertitude liée au passage à un pas de temps horaire. Nous resterons sur les tableaux experts modifiés.

SI (mm/h)		**Faciès**			
Rugosité	**Couvert végétal**	F0	F11	F12	F2
> 10 cm	> 61 %	20	20	20	6
	31 - 60 %	20	20	10	6
	< 30 %	20	10	10	6
5 - 10 cm	> 61 %	20	20	20	6
	31 - 60 %	20	20	10	6
	< 30 %	20	10	6	4
2 - 5 cm	> 61 %	20	20	10	6
	31 - 60 %	20	10	6	4
	< 30 %	20	10	6	4
1 - 2 cm	> 61 %	20	10	6	4
	31 - 60 %	20	10	6	4
	< 30 %	10	6	4	2
< 1 cm	> 61 %	20	10	6	4
	31 - 60 %	10	6	4	2
	< 30 %	6	6	4	2

Tableau 4.3 : Seuils d'infiltration (SI en mm/h) en fonction des paramètres faciès, rugosité et couvert végétal modifiés pour des données horaires (d'après Leroux, 2000).

Pi (mm) / SI	P48	0 mm	1-15 mm	16-40 mm	>40 mm
20 mm/h		20	15	12	8
10 mm/h		15	12	8	5
6 mm/h		12	8	5	2
4 mm/h		8	5	2	1
2 mm/h		5	2	1	0

Tableau 4.4 : Hauteurs de pluie d'imbibition (P_i) en fonction du seuil d'infiltration (SI) et de la pluie antécédente (P48) modifiées pour le contexte de cette étude.

1.1.2 Paramètres de l'évolution des états de surface du sol

Les paramètres d'entrée que sont le couvert végétal, la rugosité et le faciès structural évoluent au cours du temps. Dans STREAM, ils sont levés sur le terrain après chaque pluie et entrés comme conditions initiales avant chaque modélisation d'un événement pluvieux. Afin d'éviter ces nombreuses observations, une modélisation de leurs évolutions a été proposée à partir de données de terrain.

Plusieurs études (Boiffin, 1984 ; Cros-Cayot, 1996) utilisent le cumul de pluie depuis le dernier travail du sol pour visualiser l'évolution du faciès et de la rugosité. En effet, la pluie est un facteur très important dans la désagrégation du sol, notamment l'énergie cinétique des gouttes de pluie. Un cumul de pluie peut rendre compte de manière simplifiée de l'influence des pluies. Cette évolution n'est pas linéaire, ni dans le temps, ni avec les pluies. Sa dynamique est de plus très variable d'un sol à un autre. Par exemple, Cros-Cayot (1996) trouve un volume de pluie cumulé nécessaire pour observer le passage du faciès F0 au faciès F2 de 140 mm pour des sols situés dans le bassin de Rennes et de plus de 250 mm dans le bassin versant de Naizin. Boiffin (1984) trouve, pour des sols à forte battance, des cumuls de pluie de 90 mm sous culture de maïs et de 50 mm sur sol nu.

Pour calibrer la modélisation, des observations de terrain ont été faites sur le bassin versant du Frémeur pour des sols sous culture de maïs en 2002 (Le Hénaff, 2002). De mi-avril à fin mai, les états de surface et le couvert végétal (figure 4.2) de 9 parcelles en labour et de 11 parcelles en travail simplifié du sol ont été décrits, dans la mesure du possible, après chaque pluie.

La surface d'un sol peut être composée de plusieurs types de faciès. Nous avons relevé le pourcentage de surface de chacune des classes présentes et nous avons reporté sur un graphique (figures 4.2) la répartition des différents faciès en fonction de la pluie cumulée à partir du dernier travail du sol (dans ce cas, le semis).

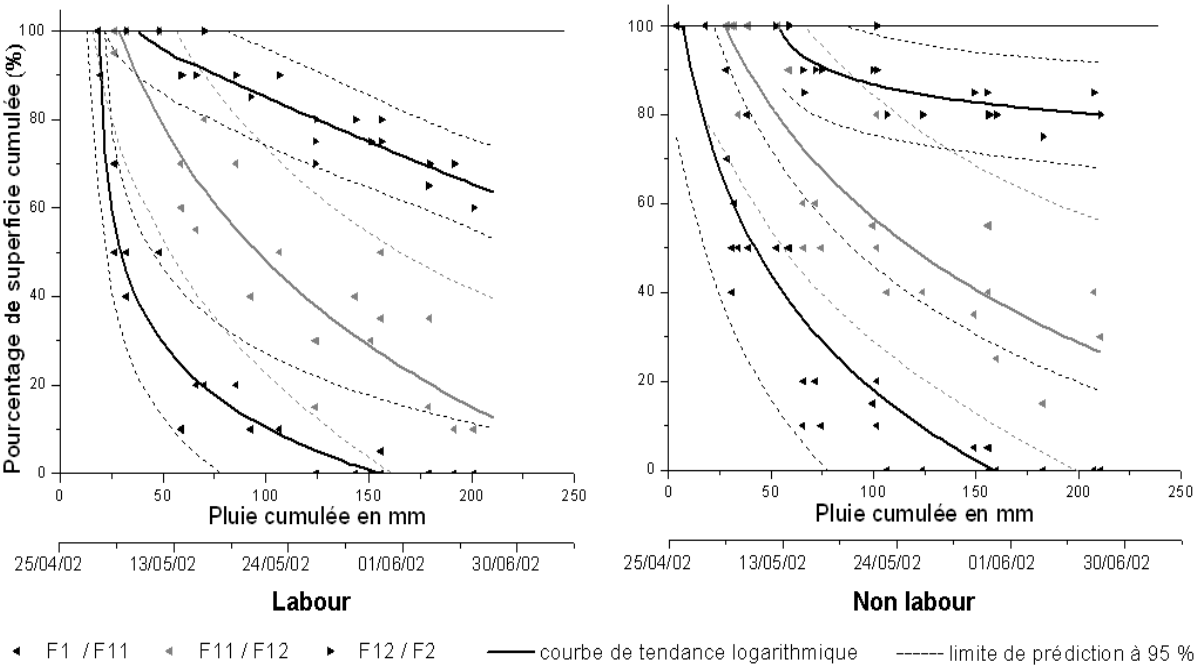


Figure 4.2 : Évolution des faciès structuraux en fonction du cumul des pluies à partir du dernier travail du sol pour des parcelles cultivées en maïs.

Pour la rugosité, nous avons différencié la rugosité parallèle et perpendiculaire au sens du travail du sol. L'évolution de la rugosité au cours du temps est représentée, comme pour les faciès, en fonction de la pluie cumulée à partir du dernier travail du sol (figure 4.3).

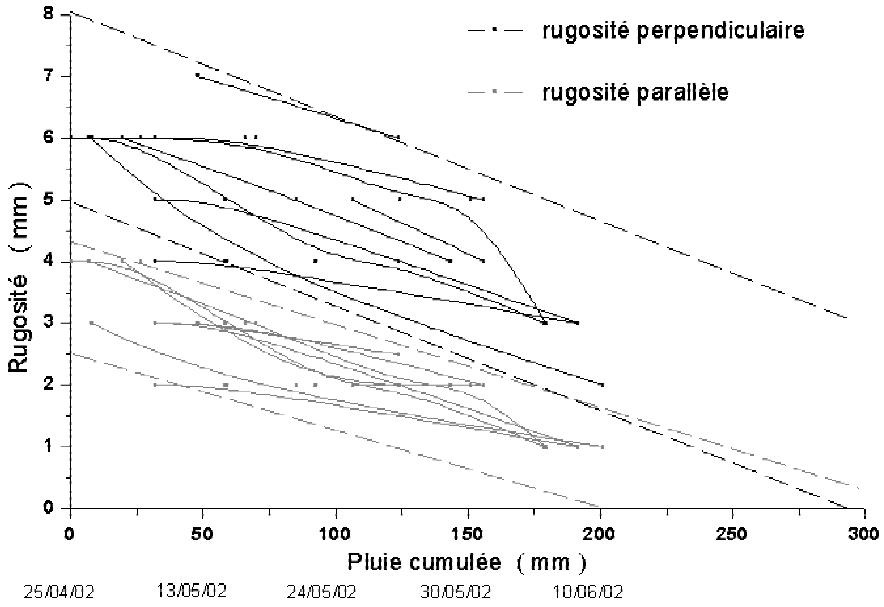


Figure 4.3 : Évolution des rugosités en fonction du cumul de pluie à partir du dernier travail du sol pour des parcelles cultivées en maïs.

La détermination du couvert végétal au cours du temps est lié à la croissance des cultures en place. La croissance des végétaux est souvent modélisée en première approximation à partir du cumul des températures moyennes journalières depuis le semis. Plus précisément, la croissance d'une plante se fait lorsque la température moyenne dépasse un certain seuil, appelé « base » en agronomie. Dans notre modèle, ce seuil est de 0°C (figure 4.4). Les données acquises ne vont pas assez loin dans le temps pour déterminer les différents changements de classe. Une courbe de tendance polynomiale a été déterminée pour connaître les seuils des différents changements de classe. Cette évolution n'est qu'une approximation rudimentaire du recouvrement du sol par le maïs. L'utilisation d'un modèle de croissance de plante utilisé en parallèle permettrait de limiter les incertitudes sur le pourcentage de recouvrement. Cependant, les classes définies sont assez sommaires et une modélisation poussée de l'évolution du recouvrement végétal ne semble pas nécessaire.

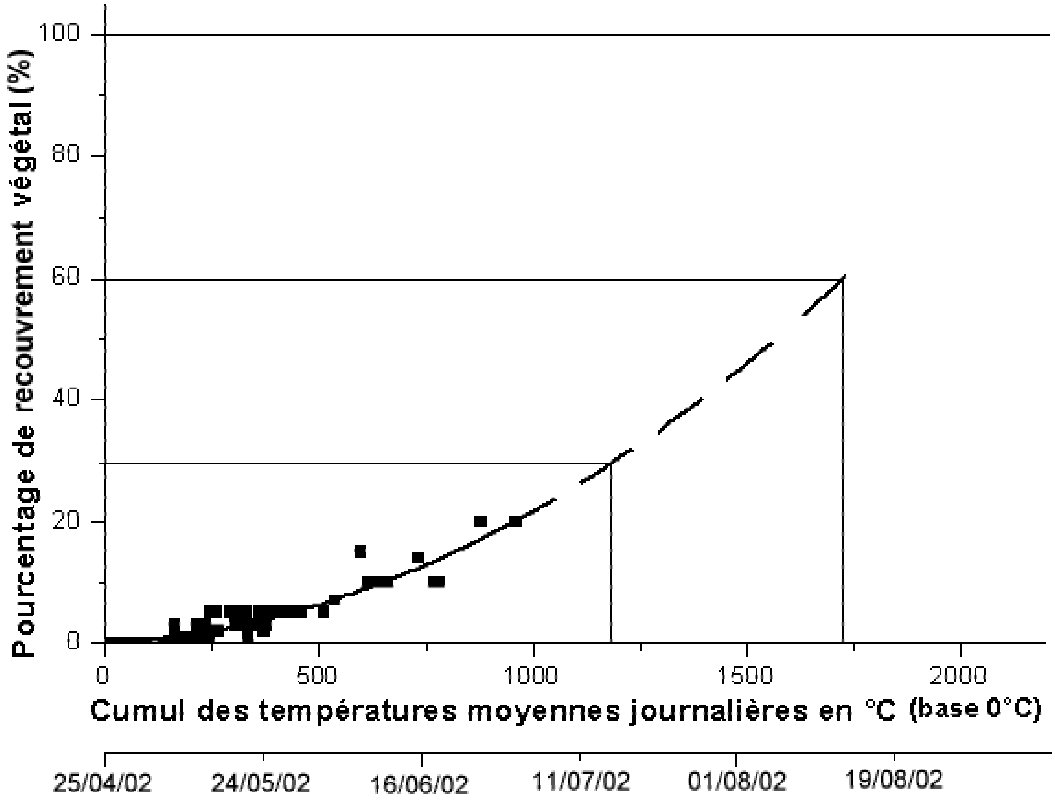


Figure 4.4 : Évolution du couvert végétal en fonction du cumul des températures moyennes journalières à partir du semis pour des parcelles cultivées en maïs.

Pour l'évolution des faciès structuraux, les données montrent qu'il n'y a pas de différences significatives entre une pratique culturale traditionnelle (labour avant semis) et les techniques culturales simplifiées pour les changements de faciès, sauf pour le passage en F2 où la formation de croûte de battance semble beaucoup plus lente pour les sols travaillés par des techniques culturales simplifiées. Les marges d'erreur sont assez grandes mais l'évolution des sols du Frémeur est très proche de celle du bassin versant Naizin dont les sols sont similaires et nettement différente de celle que nous trouvons dans le bassin de Rennes (Cros-Cayot, 1996) dont les sols ont une teneur en matière organique plus faible.

Les changements de classe sont arbitrairement choisis lorsque la classe la moins sensible au ruissellement est en dessous de 30 % de la surface totale du sol. Les valeurs seuils sont utilisées dans le modèle pour faire évoluer le faciès structural au cours du temps (tableau 4.5). Les observations de terrain n'ont pas permis une calibration du changement de classe F12 à F2. Le faciès F2 est très rarement atteint dans notre contexte pédoclimatique et pour des cultures de maïs. Cependant, pour compléter le tableau, des observations partielles sur le terrain et une droite de tendance logarithmique a permis de proposer une valeur pour ce dernier changement de faciès.

De même, des tableaux de changement de classe de rugosité et de couvert végétal ont été créés (tableau 4.5). Dans le modèle, l'orientation du sens de travail du sol n'a pas été modélisé. Il n'est donc pas possible de déterminer quelle est la rugosité du sol dans le sens des écoulements de l'eau. Nous avons alors estimé pour les seuils de changement de rugosité, une valeur moyenne entre les rugosités parallèle et perpendiculaire par rapport au sens de travail du sol. Pour le tableau sur l'évolution du couvert végétal en fonction du cumul de température moyenne journalière à partir du semis (tableau 4.5), les valeurs sont déduites de la courbe de tendance polynomiale trouvée.

changement de faciès	seuil en cumul de pluie
F0/F11	50
F11/F12	140
F12/F2	340

changement de rugosité	seuil en cumul de pluie
10-5/5-2	20
5-2/2-1	175
2-1/1-0	240

% de couvert végétal	seuil en cumul de température
< 30 %	< 1200
30 - 60 %	1200 - 1700
> 60 %	> 1700

Tableau 4.5 : Tableaux des changements de classe de faciès, de rugosité en fonction du cumul de pluie depuis le dernier travail du sol et de couvert végétal en fonction du cumul de température moyenne depuis le semis pour le bassin versant du Frémeur.

Ces tableaux donnent une première estimation, utilisable dans le modèle, de l'évolution des états de surface pour le maïs à partir du semis.

Le modèle ciblant le transfert des herbicides du maïs, nous n'avons pas déterminé les évolutions des états de surface et du couvert végétal au cours du temps pour les autres types de culture et pour les autres occupations du sol. Des tableaux arbitraires essayant d'être au plus proche de la réalité ont été conçus pour les nécessités du modèle.

Cependant, des observations ont été faites pour des cultures de blé d'hiver sur 8 parcelles en labour et 4 en travail simplifié du sol. Deux relevés ont été effectués pendant l'hiver 2002/2003. Les résultats (figure 4.5) montrent une évolution assez similaire du faciès structural sauf pour le passage de la classe F12 à F2 qui est très variable. Nous ne possédons pas suffisamment de données de terrain pour définir des tableaux pour ce type de culture.

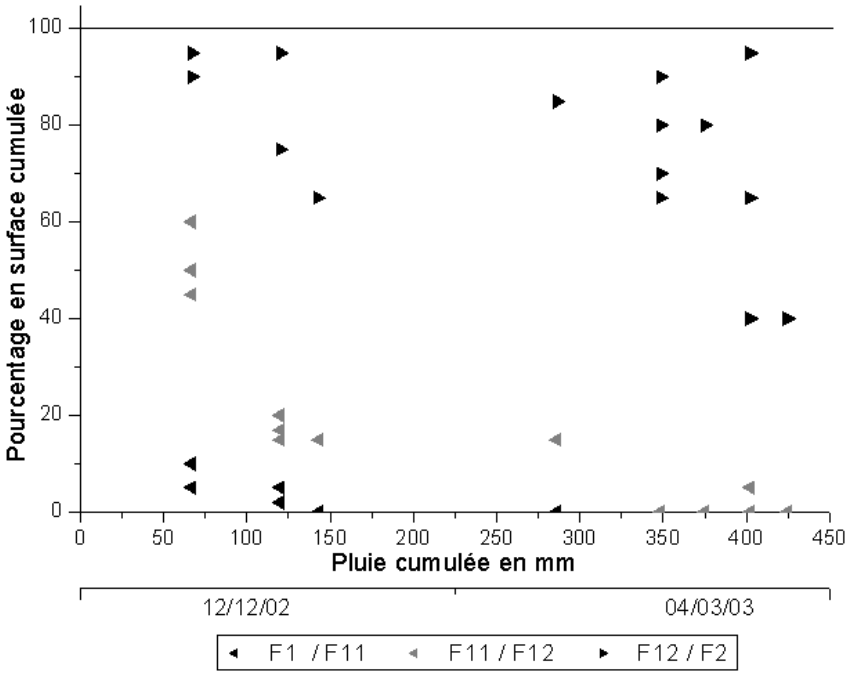


Figure 4.5 : Évolution des faciès structuraux en fonction du cumul des pluies à partir du dernier travail du sol pour des parcelles cultivées en blé d'hiver.

Les hypothèses et paramètres retenus sont justifiées pour le contexte de notre étude :

- les tableaux experts utilisés s'appliquent à des sols bien drainés. Ils devraient être revu si le modèle est utilisé en période hivernale où la nappe peut se trouver très proche de la surface ;
- les tableaux experts modifiés pour être utilisés au pas de temps de l'heure ont été validés pour notre site d'étude. Pour généraliser ces tableaux à un contexte plus large et évaluer l'effet du changement de pas de temps, un grand nombre d'observations sont nécessaires ;
- les classes définies sont suffisantes pour modéliser l'évolution générale des états de surface des parcelles cultivées en maïs. Une définition de classe plus fines semble nécessaire si certaines pratiques culturales seraient à différencier ;
- les tableaux d'évolution de l'état de surface des sols pour des parcelles cultivées en maïs sont déterminés pour les conditions pédoclimatiques du bassin versant du Frémeur. Ils peuvent s'appliquer à des sols limoneux faiblement battants. La précision de ces tableaux est suffisante pour les besoins de notre étude. Des incertitudes sur l'estimation des valeurs seuils sont assez importantes. Dans un contexte plus général, des observations plus détaillées, notamment en prenant en compte la stabilité structurale ou la teneur en matière organique, pourraient améliorer ces estimations, réduire les incertitudes et intégrer la variabilité régionale des sols.

1.1.3 La prise en compte des zones saturées

Au contraire des processus de ruissellement hortonien, les processus de ruissellement sur les zones saturées ne dépendent pas de caractéristiques propres à une parcelle mais principalement de la topographie et de propriétés hydrologiques propres au bassin versant. La méthode utilisée pour définir les zones saturées s'appuie sur les concepts utilisés dans le modèle TOPMODEL (Beven *et al.*, 1979). Une présentation assez complète de ces concepts est donnée par Saulnier (1996). Cette approche a été validée dans différents contextes à nappe superficielle (Ambroise *et al.*, 1996 ; Franks *et al.*, 1998).

Une des hypothèses principales de ce modèle est que le gradient hydraulique (de la loi de Darcy) est égal localement au gradient topographique. Ceci permet de déterminer un déficit[1] local en eau du sol par rapport à un déficit moyen calculé pour le bassin versant en fonction d'une variable topographique, appelée indice topographique. L'indice topographique (figure 4.6) est calculé de la manière suivante :

$$IT_i = \ln\left(\frac{a_i}{\tan(\beta_i)}\right) \qquad [1]$$

IT_i : indice topographique au point i ;
a_i : aire drainée au point i par unité de contour ;
$\tan(\beta_i)$: pente locale ou « pente aval[2] » au point i.

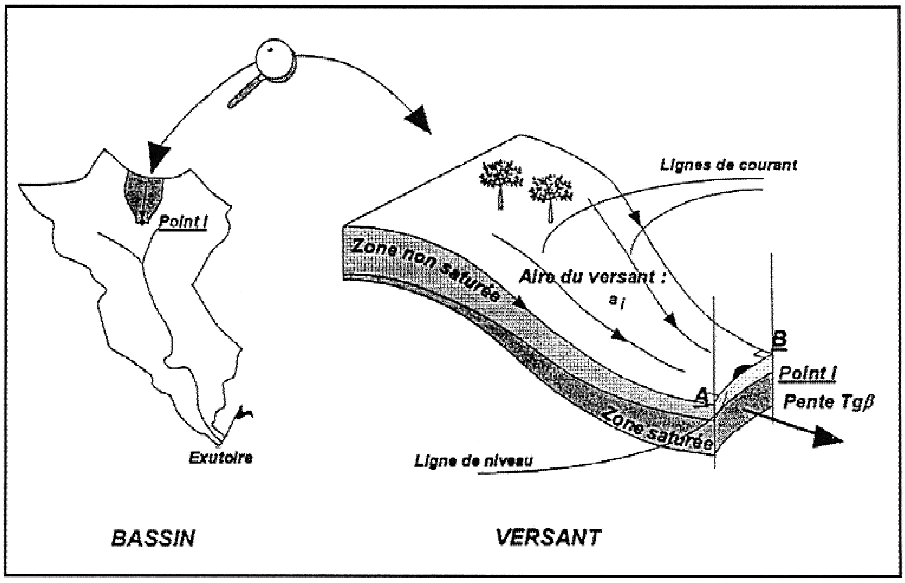


Figure 4.6 : Schématisation d'un versant dans TOPMODEL et définitions des paramètres liés à l'indice topographique.

[1] Un déficit en eau définit la lame d'eau qu'il faudrait infiltrer pour saturer entièrement un profil de sol, en supposant que la zone non-saturée soit initialement vide. C'est une profondeur de nappe à un terme de porosité près.

[2] La « pente aval » du point i est la pente moyenne entre le point i et le point le plus proche appartenant au réseau hydrographique en suivant le chemin de l'eau.

Le modèle de drainage utilisé pour calculer l'aire drainée est un modèle multidirectionnel modifié sous contrainte de réseau hydrographique. Le réseau hydrographique est alors monodirectionnel. Le modèle de drainage est calculé avec le modèle MNTsurf (Aurousseau *et al.*, 1996). La pente utilisée est la « pente aval » qui semble plus appropriée dans notre contexte pour déterminer les zones saturées (Crave *et al.*, 1997). L'indice topographique est calculé par MNTsurf pour chaque maille du bassin versant.

Cinq grandes hypothèses sont posées pour construire TOPMODEL :

- le gradient hydraulique est constant dans le temps et égal à la pente topographique ;
- une quasi-stationnarité de la dynamique des flux de nappes par unité d'aire drainée ;
- les écoulements suivent une loi de Darcy et donc les hypothèses de cette loi sont sous-entendues ;
- la transmissivité des profils de sols peut s'exprimer comme une fonction de la profondeur, fonction généralement prise comme exponentielle ;
- la recharge de la nappe est homogène sur le bassin versant.

Dans notre cas, une autre hypothèse est posée : la transmissivité à saturation est uniforme sur le bassin versant.

Nous pouvons déterminer l'indice topographique des zones saturées jusqu'à la surface (déficit local nul) en fonction du déficit moyen du bassin versant :

$$\mathrm{IT}_{\mathrm{sat}}\left(\overline{SD}\right) = \overline{\mathrm{IT}} + \frac{\overline{SD}}{\mathrm{M}} \qquad [2]$$

$\mathrm{IT}_{\mathrm{sat}}$: indice topographique pour un déficit local nul. C'est à dire pour des zones saturées ;
$\overline{\mathrm{IT}}$: indice topographique moyen du bassin versant ;
$\overline{SD}$: déficit moyen du bassin versant calculé par le modèle TOPMODEL en mètre ;
M : paramètre de la fonction exponentielle représentant la décroissance de la transmissivité dans TOPMODEL.

Le déficit global est calculé à partir de la recharge moyenne du bassin qui est très liée aux précipitations, du profil de transmissivité décroissant en fonction de la profondeur et de la distribution de l'indice topographique sur le bassin versant. Les débits sont calculés principalement à partir de ce déficit global.

Dans un premier temps, nous avons essayé de rester dans la même démarche de modélisation que pour le ruissellement hortonien. C'est à dire que nous voulions développer une modélisation à base de tableaux experts permettant, à partir d'une combinaison simple de paramètres explicatifs, de déterminer une variable de sortie. Notre idée est que les caractéristiques des chroniques de pluie sur une année hydrologique peuvent nous donner une bonne approximation du déficit moyen au cours de cette année hydrologique, permettant d'identifier des classes de chroniques de pluie correspondant à des classes de surfaces saturées.

À cette fin, nous avons réalisé un travail sur les chroniques de pluie – débit de septembre 1997 à juin 2001 sur le bassin versant du Frémeur. La dynamique de la nappe dans notre contexte hydrologique sur socle peut être décrite comme suit :

à partir de septembre, le profil de sol doit se réhumecter avant qu'il puisse y avoir une réalimentation de la nappe par les pluies. Pendant cette période, la surface de la nappe est quasi stationnaire. En hiver, la surface de la nappe est très sensible aux précipitations et fluctue en fonction des apports de pluie et de sa vidange. Le profil de sol peut être considéré, pendant cette période, comme étant quasiment à la capacité au champ. Lorsque le printemps arrive, l'évapotranspiration augmente avec l'augmentation des températures et par la reprise d'activité des végétaux, ce qui va assécher partiellement le profil de sol. La réactivité de la nappe aux précipitations est alors de moins en moins forte. Seules des précipitations importantes et sur des durées longues peuvent recharger la nappe (Ollivier, 2003 ; Molénat *et al.*, 2002a).

Pour modéliser cette dynamique, nous l'avons découpée en trois périodes :

- une recharge automnale du profil de sol. Cette recharge peut se rapprocher de la réserve utile du sol. Pendant cette période, la hauteur moyenne du toit de la nappe est fixe. Nous avons fixé un volume d'eau de 170 mm nécessaire à la réhumectation automnale du profil de sol. Ce volume est déduit des modélisations réalisées à partir de TOPMODEL. Cette valeur est semblable aux valeurs trouvées sur d'autres bassins versants similaires (Molénat *et al.*, 2002a). Au début de l'année hydrologique, fixée au premier septembre, le profil de sol est réhumecté par les pluies efficaces[3] ;
- une recharge hivernale de la nappe. Pendant cette période, la hauteur moyenne de la nappe varie en fonction de la pluie journalière efficace et d'une fonction de vidange journalière. Nous n'avons pas trouvé de fonction de vidange convenable. À la place de celle-ci, nous avons pris le débit journalier à l'exutoire du bassin versant. Ces choix nous ont permis de modéliser convenablement l'évolution du déficit moyen pendant cette période. Le profil de sol est considéré comme étant à sa capacité au champ pendant cette période. Cette phase se termine lorsque le profil de sol commence à être en dessous de la capacité au champ ;
- un retour à une recharge partielle de la nappe. Au printemps, la baisse des précipitation et l'augmentation de l'évapotranspiration assèche le profil de sol. La réserve utile n'est plus saturée et varie en fonction des pluies et de l'évapotranspiration. Un terme supplémentaire est donc introduit pour le calcul de la hauteur moyenne du toit de la nappe. Il s'agit des variations de la réserve utile. Cette démarche nous a permis d'améliorer la modélisation pour cette période, mais elle a grandement compliqué les calculs.

[3] Normalement, la pluie efficace est définie comme étant la pluie moins l'ÉvapoTranspiration Réelle (ETR). Cependant, n'ayant pas la possibilité de calculer l'ETR, nous calculons la pluie moins l'ÉvapoTranspiration Potentielle (ETP), données disponibles sur la plupart des stations météorologiques.

Nous nous sommes donc éloignés du but recherché qui est de trouver des combinaisons simples de caractéristiques de chroniques de pluie pour déterminer des classes de surfaces saturées. De plus, pour déterminer la hauteur moyenne initiale du toit de la nappe et le volume nécessaire à la réhumectation du sol, nous avions besoin de TOPMODEL. Il aurait peut être été possible de déterminer ces paramètres si des observations sur la dynamique de la nappe à différents endroits du bassin avaient été réalisées.

Cette démarche n'ayant pas abouti, deux solutions ont été envisagées pour déterminer dans le modèle la localisation des zones saturées. La première consiste à faire tourner le modèle TOPMODEL comme un module indépendant nous permettant de récupérer les valeurs de déficit moyen pour chaque jour et ainsi connaître l'indice topographique pour les surfaces saturées. La deuxième consiste à faire tourner en amont de la modélisation le modèle TOPMODEL afin d'avoir une relation reliant l'indice topographique seuil pour les surfaces saturées et le débit journalier à l'exutoire du bassin versant puisque, le débit est fortement lié au déficit moyen du bassin versant. Une forte corrélation entre ces deux variables a été trouvée (figure 4.7). Cette dernière solution a été choisie. Elle nous permet de ne pas adapter TOPMODEL à notre modélisation et de ne pas alourdir ainsi le modèle. Cette solution nous oblige à avoir en entrée les débits journaliers pour la période modélisée.

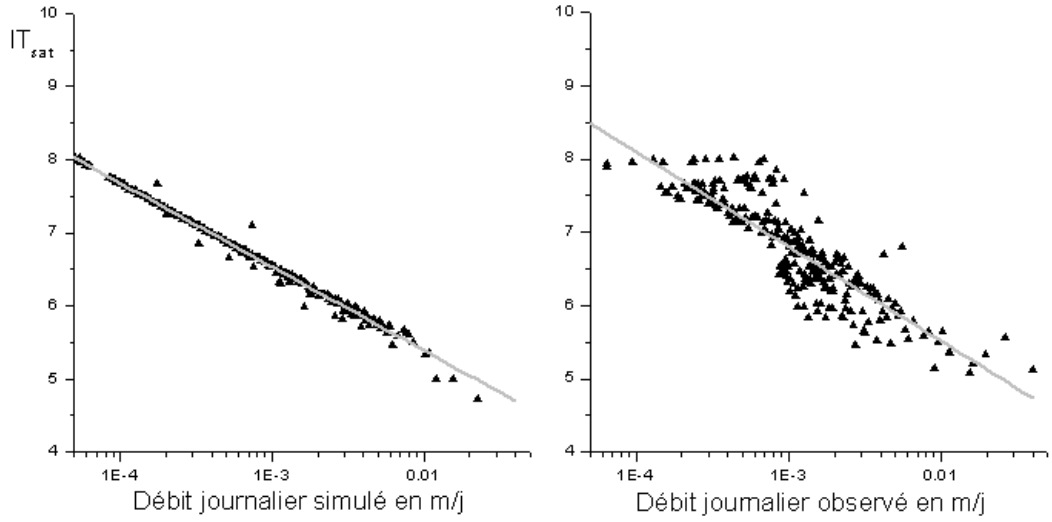


Figure 4.7 : Évolution de l'indice topographique seuil pour les surfaces saturées en fonction des débits journaliers simulés par TOPMODEL et des débits journaliers observés.

L'incertitude sur l'indice topographique seuil ne dépasse pas l'unité. Les seuils d'indice topographique pour les surfaces saturées ne descendent pas en dessous de 4 ce qui, au maximum, ne représente que 10 % de la superficie du bassin versant en surface saturée (figure 4.8). En regardant la distribution des indices topographiques, une variation d'une unité d'indice topographique n'induit qu'une variation maximale de 3 % de superficie en zone saturée ce qui semble acceptable. De plus, il n'y a généralement pas beaucoup de cultures ni de traitements dans ces zones saturées.

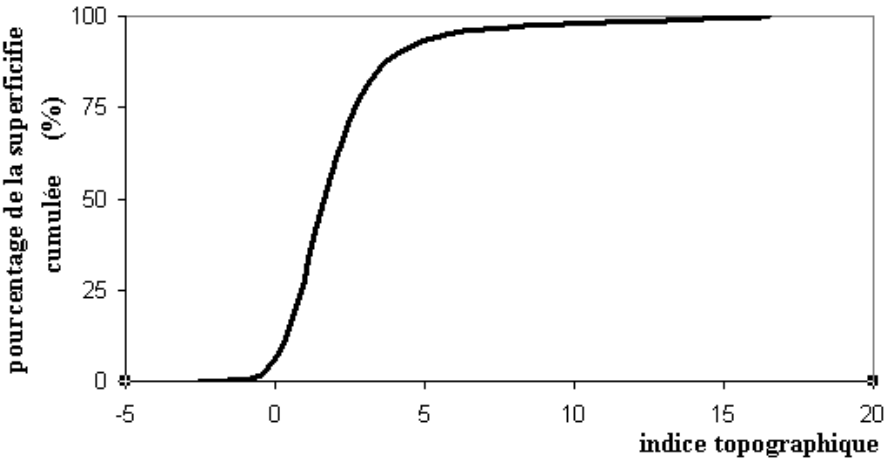


Figure 4.8 : Distribution des indices topographiques du bassin versant du Frémeur en pourcentage de superficie cumulée.

Les imprécisions de cette modélisation tiennent principalement à l'approximation des données topographiques et du paramétrage de TOPMODEL qui, entre autre, n'a pu être calé sur des données de terrain de répartition des zones saturées. Cependant, des observations partielles ont montré qu'il y a peu de surfaces saturées, ce qui est cohérent avec les résultats de la modélisation.

Dans le modèle, les surfaces saturées sont représentées par un pourcentage de la surface de la parcelle ou de la surface contributive d'un exutoire de parcelle. Ce pourcentage est déterminé chaque jour à l'aide de l'indice topographique seuil déterminé et d'un tableau des distributions des indices topographiques de la parcelle ou de l'exutoire de parcelle. Ce tableau est créé lors de la construction de l'arbre d'exutoire. Les limites du tableau sont les valeurs minimales et maximales de l'indice topographique sur le bassin versant et les classes sont séparées d'une demie unité.

Une perspective d'amélioration, principalement pour la période hivernale, est d'intégrer l'influence de la nappe sur le contrôle du régime d'infiltration. Les valeurs de seuil d'infiltration et de pluie d'imbibition pour les zones où la surface de la nappe est proche de la surface pourraient être diminuées.

1.2 L'écoulement de subsurface

La modélisation des écoulements rapides de l'eau et des pesticides dans la zone non saturée est encore mal maîtrisée. Pour contourner ce problème, nous avons pris le parti de ne pas modéliser directement les transferts d'eau mais seulement les transferts rapides d'herbicides de la surface à la frange superficielle de la nappe.

Des observations sur des transects, dans le bassin versant de Naizin (Molénat *et al.*, 2001), montrent une dynamique rapide des transferts de pesticides dans la nappe superficielle au niveau des versants et des bas-fonds. Les concentrations d'herbicides sont généralement importantes lors de fortes pluies et quasiment nulles, voire nulles entre ces fortes pluies. Des observations sur la parcelle expérimentale de Lan Chebo à la station expérimentale de Kerguehennec de la chambre d'agriculture du Morbihan montrent une contamination rapide des eaux de drainage et une contamination plus importante lorsque le sol est plus hydromorphe (Leroux, 2000). De plus, la profondeur du toit de la nappe est un paramètre important dans le calcul de la vulnérabilité d'une nappe dans certains indicateurs de risque tel que DRASTIC (Banton *et al.* 1989).

Ces différentes observations nous ont amenés aux hypothèses suivantes :

- les transferts rapides d'herbicides par la subsurface transitent par la frange supérieure de la nappe ;
- les herbicides atteignent cette frange supérieure de la nappe par des écoulements préférentiels liés à une averse donnée ;
- les connexions par voie préférentielle entre la surface du sol et la nappe sont décroissantes avec la profondeur du toit de cette nappe.

Ces hypothèses sont très simplificatrices de ce qui se passe réellement mais elles permettent une première approximation des ordres de grandeur des quantités d'herbicides qui peuvent être transférées par ce mode d'écoulement.

Le paramètre important dans cette modélisation est la profondeur du toit de la nappe. Cette profondeur peut être modélisée sur le même principe que celui permettant de déterminer les zones saturées. La relation [2] entre l'indice topographique pour un déficit local nul et le déficit moyen du bassin versant peut être modifiée pour déterminer l'indice topographique pour un déficit non nul, et donc pour une profondeur donnée du toit de la nappe [3] :

$$\mathrm{IT}_{\mathrm{sd}}\left(\overline{SD}\right) = \overline{\mathrm{IT}} + \frac{\overline{SD} - \mathrm{sd}}{\mathrm{M}} \qquad [3]$$

$\mathrm{IT}_{\mathrm{sd}}$: indice topographique pour un déficit local *sd* donné ;
$\overline{\mathrm{IT}}$: indice topographique moyen du bassin versant ;
$\overline{SD}$: déficit moyen du bassin versant calculé par le modèle TOPMODEL en mètre ;
sd : déficit local en un point donné exprimé en mètre ;
M : paramètre pour la fonction exponentielle de décroissance de la transmissivité dans TOPMODEL exprimé en mètre.

Ce déficit local peut être relié à une profondeur de nappe *p* (en mètre) par la relation [4] :

$$sd = \phi * p \qquad [4]$$

où ϕ est la porosité de drainage.

Nous avons choisi de modéliser la nappe en 4 zones en fonction de la profondeur de son toit (figures 4.11 et 4.15). Les limites de ces zones correspondent aux profondeurs 0.3, 1 et 3 mètres. Nous expliquerons ce choix dans la section 2.3. de ce chapitre.

Pour définir ces limites dynamiques entre ces différentes nappes, le même travail que pour les surfaces saturées a été fait afin de déterminer des indices topographiques seuils pour différentes profondeurs en fonction du débit à l'exutoire du bassin versant (figure 4.9).

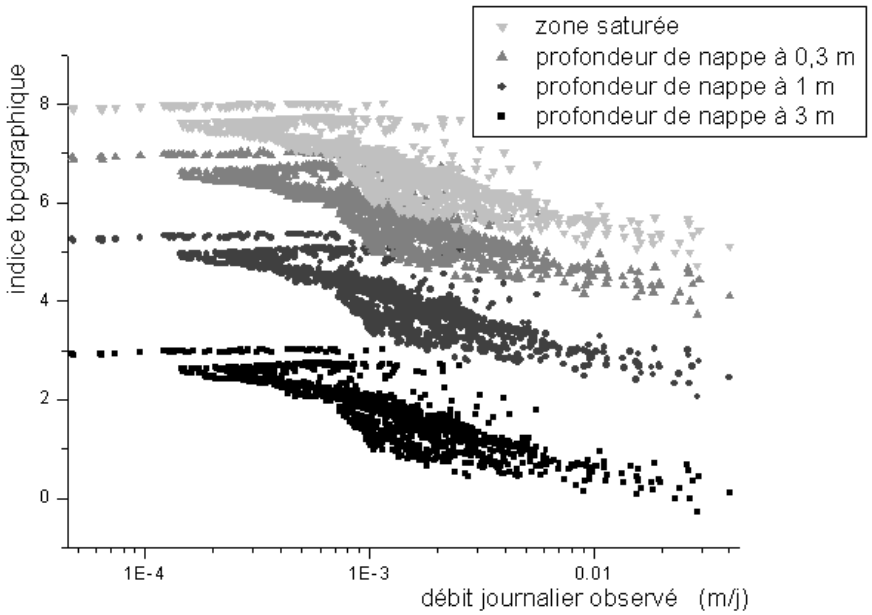


Figure 4.9 : Évolution de l'indice topographique seuil pour les surfaces saturées et les différentes profondeurs limites du toit de la nappe en fonction des débits journaliers simulés par TOPMODEL et des débits journaliers observés.

L'incertitude sur les différents indices topographiques est la même. Mais, comme la distribution de l'indice topographique sur le bassin versant n'est pas linéaire, une différence d'une unité topographique peut faire varier le pourcentage de superficie de plus de 30 %. Cette forte sensibilité aux variations d'indice topographique se trouve pour des valeurs situées entre 0 et 3. Ces valeurs concernent principalement l'indice topographique seuil pour une nappe à trois mètres de profondeur. Les résultats sur le bassin versant du Frémeur sont présentés dans les figures 4.10 et 4.11.

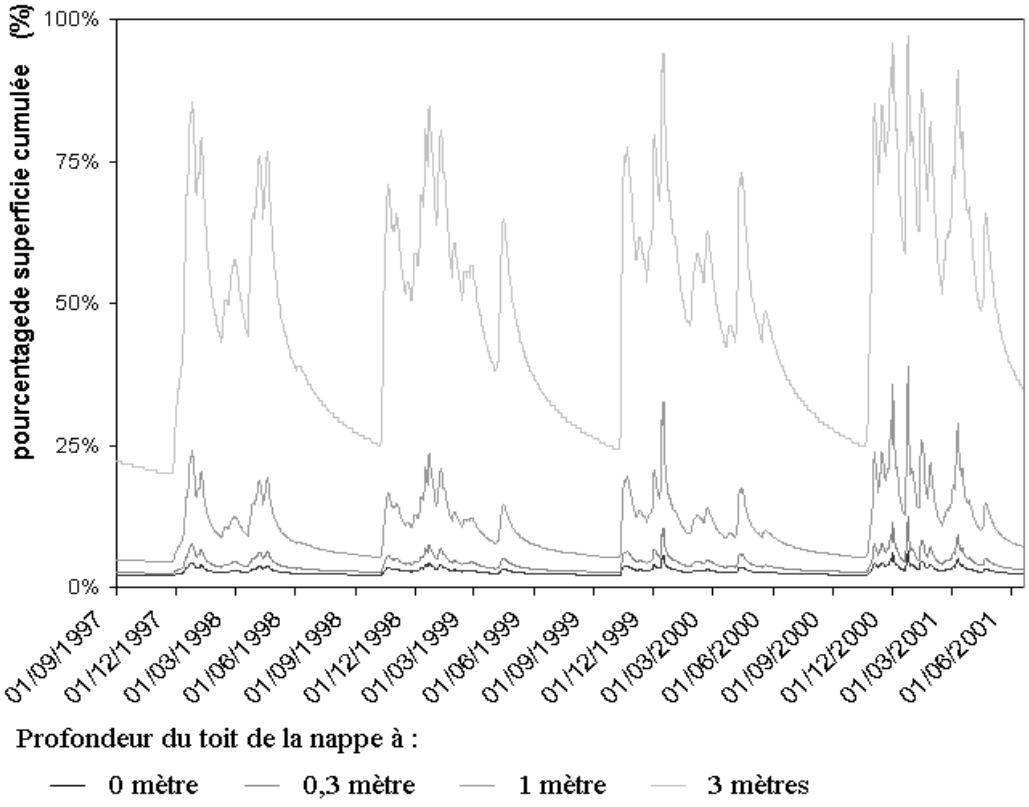


Figure 4.10 : Chronique des variations de superficie des différentes zones de profondeur du toit de la nappe.

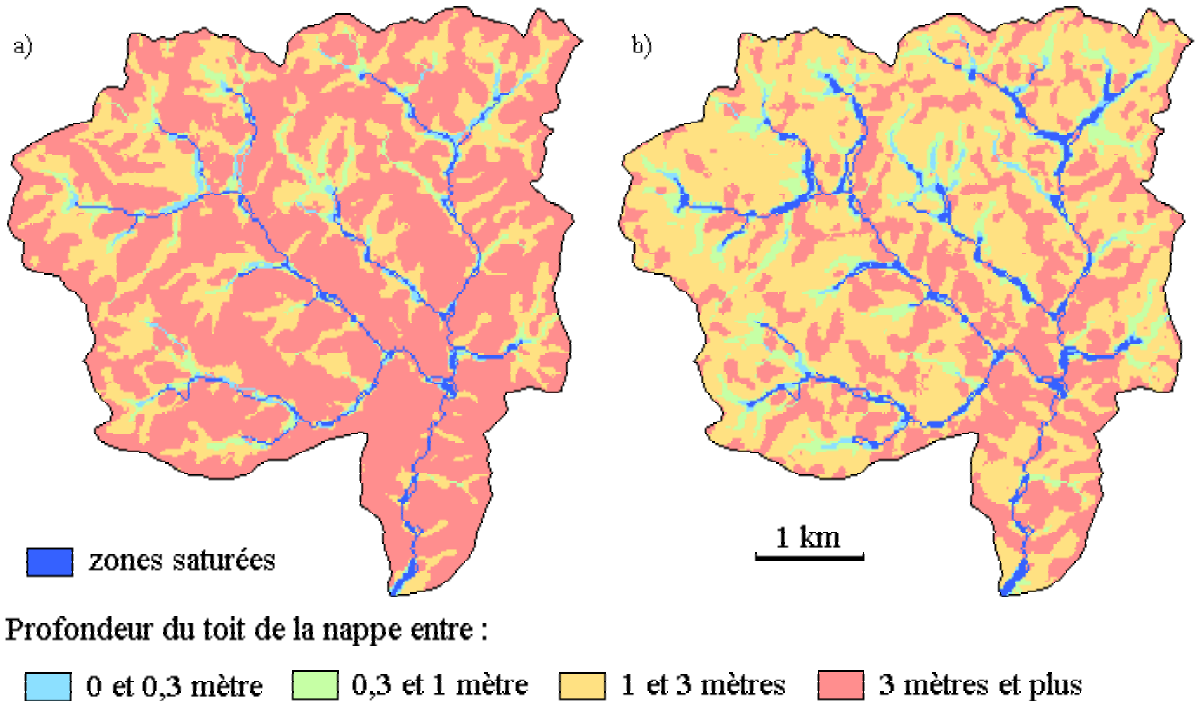


Figure 4.11 : Carte des zones des profondeurs du toit de la nappe pour a) l'été 1998 et b) l'hiver 1998.

La prédiction des profondeurs de nappe n'est pas aussi précise que celle des zones saturées. Des observations de terrain montrent que les variations de profondeur de nappe sont différentes pour des zones situées sur les plateaux, sur les versants ou dans les bas fonds de vallée. Les amplitudes sont généralement plus importantes sur les versants. Les hypothèses imposées dans TOPMODEL ne permettent pas de modéliser ces différences d'amplitudes. Des travaux sur les hypothèses de TOPMODEL pour limiter ce biais ont été réalisés (Molénat *et al.*, sous presse). Dans notre cas, nous restons sur les hypothèses classiques de TOPMODEL. Pour limiter le biais sur les amplitudes, le calcul de la profondeur du toit de la nappe en fonction du déficit local est réalisé à partir d'une porosité de drainage diminuant avec la profondeur. Le rajout de cette variabilité et les travaux menés sur la modélisation des profondeurs de nappe montrent que le modèle présente une forte incertitude pour la modélisation de zones éloignées du cours d'eau où la profondeur du toit de la nappe peut être importante (> 1 mètre).

Lorsque les herbicides ont migré dans la frange superficielle de la nappe, une fonction de vidange en fonction du débit à l'exutoire permet de transférer les herbicides de manière partielle au cours du temps vers le réseau hydrographique.

2 Les processus de transfert des herbicides

Les lois et les paramètres utilisés pour modéliser les processus de transfert des herbicides pour le ruissellement sont celles employées par la grande majorité des modèles conceptuels. Il s'agit des processus déterminant l'évolution des quantités d'herbicides dans le sol et la part de ces herbicides transférés vers les eaux de ruissellement. Par contre, lors du transport par ruissellement, l'interaction des molécules avec le sol n'est pas pris en compte. Les quantités d'herbicides, durant le transport, sont donc conservées, hormis les pertes par infiltration qui sont proportionnelles à l'eau s'infiltrant dans le sol. Cette partie infiltrée est considérée comme fixée sur le sol et n'est plus remobilisable. De même, le réseau hydrographique et les fossés n'ont pas de fonctions de rétention ni de dégradation.

Ce manque de modélisation du comportement des herbicides lors du transport est gênant car il ne permet pas de prendre en compte le rôle « filtrant » des surfaces enherbées ou des fossés. Ce rôle « filtrant » pourrait être pris en compte par une fonction ou un abattement mais il est encore difficile de déterminer sous quelles formes il pourrait être modélisé. Il sera nécessaire de résoudre ce problème par la suite.

Plusieurs autres processus ne sont pas modélisés. Il s'agit :

- des pertes de produits lors de l'application. Ces pertes peuvent être dues à une dérive des produits ou à une interception par les végétaux. Ces pertes sont très variables en fonction du mode d'application, de la formulation du produit, des conditions météorologiques et de la culture en place ;
- de la volatilisation du produit au cours du temps. Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre, la modélisation de ce processus n'est pas simple et demande des variables en entrée qui peuvent être difficiles à obtenir. Elle aurait grandement compliqué le modèle. Une forte incertitude sur les résultats des modélisations d'herbicides très volatiles est prévisible. Cependant, cette incertitude est limitée car la demi-vie des molécules actives déterminée en plein champs intègre en partie les pertes par volatilisation.

Ces processus devraient être intégrés à ce modèle par la suite car il ne sont pas négligeables. Pour ce travail, nous avons fait le choix de ne nous intéresser qu'aux processus de transfert hydrologique au niveau des versants.

2.1 L'estimation des stocks d'herbicides dans le sol

Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre, l'évolution des stocks d'herbicides à la surface du sol est, en dehors des processus de transfert par lessivage et par ruissellement, modélisée à partir d'une fonction exponentielle décroissante. Cette fonction utilise un paramètre propre à la molécule active qui est la demi-vie. Nous rappelons ici la fonction généralement utilisée [5] et qui est celle choisie pour le modèle :

$$C_{(t)} = C_{(0)} \exp^{-\frac{\ln 2}{DT50} * t} \qquad [5]$$

Dans le modèle, nous avons déterminé une demi-vie moyenne à partir de données principalement fournies par la base de données Agritox de l'INRA. Les conditions de température et d'humidité du sol n'influencent pas la dégradation dans ce modèle.

2.2 La fonction d'échange sol / eau

De même que pour le calcul de la dégradation, la fonction utilisée dans le modèle pour déterminer la concentration d'herbicide dans l'eau de ruissellement est celle couramment employée dans les modèles conceptuels existants. Il existe une forte corrélation entre la concentration d'herbicides adsorbés dans le premier centimètre de sol et la concentration d'herbicides dans l'eau de ruissellement (Leonard *et al.*, 1979). Il est admis que ce premier centimètre est une zone de mélange au sein de laquelle se crée un équilibre spontané et réversible. Cette équilibre entre la phase liquide et la phase adsorbée est donnée par la simplification linéaire de la formule de Freundlich [6] :

$$C_e = \frac{Q_a}{Kd} \qquad [6]$$

où Q_a est la quantité de produit adsorbé par unité de masse d'adsorbant, Kd est un coefficient de partage entre les phases solide et liquide en présence et C_e est la concentration à l'équilibre du produit.

En connaissant la dose de produit apportée à l'hectare, la densité apparente du sol en surface et en admettant que tout le produit se trouve dans le premier centimètre du sol, nous pouvons calculer la quantité de produit adsorbé par unité de masse de sol. Le coefficient de partage Kd est déterminé à partir de son coefficient normalisé K_{oc} et de la teneur en carbone organique du sol f_{oc} par la formule [7] :

$$Kd = K_{oc} * f_{oc} \qquad [7]$$

Cependant, seule une partie des herbicides est facilement mobilisable. Les herbicides se trouvant fortement adsorbés sur le sol ou localisés dans la microporosité du sol sont peu mobilisables. Pour le ruissellement, les échanges entre l'eau de ruissellement et le sol se font principalement dans le premier millimètre de sol, ce qui limite les quantités d'herbicides extractibles et mobilisables lors d'une pluie. Pour le lessivage, l'eau infiltrée va remplir les différentes porosités du sol. Les herbicides rapidement entraînés vers les nappes sont mobilisés au niveau de la macroporosité du sol et principalement par celle liée au drainage rapide. Pour limiter les transferts aux seules quantités d'herbicides mobilisables, seule une fraction de la quantité totale d'herbicides est utilisée pour les calculs d'échange sol/eau.

Les concentrations en herbicides dans l'eau infiltrée sont calculées de la même manière que celles dans le ruissellement. Cette concentration permet de connaître la quantité d'herbicides s'infiltrant dans le sol par drainage rapide. Cette quantité est utilisée dans la modélisation des transferts par subsurface.

2.3 Le transfert des herbicides par les écoulements de subsurface

Les transferts rapides d'herbicides, par les écoulements préférentiels vers la nappe et de la frange superficielle de la nappe vers le réseau hydrographique, ne sont pas représentés mais une proportion d'herbicides pouvant arriver à la rivière en fonction de variables explicatives est déterminée.

Nous rappelons que différentes observations nous ont amenés aux hypothèses suivantes :

- les transferts rapides d'herbicides par la subsurface transitent par la frange supérieure de la nappe ;
- les herbicides atteignent cette frange supérieure de la nappe par des écoulements préférentiels ;
- les connexions par voie préférentielle entre la surface du sol et la nappe sont décroissantes avec la profondeur du toit de cette nappe.

Pour confirmer ces hypothèses, nous avons suivi une parcelle (Lan Chebo, Kerguehennec) (figure 4.12). Cette parcelle est entourée d'un drain de ceinture pour assurer l'étanchéité de la parcelle vis à vis des parcelles voisines. De plus, les herbicides utilisés dans l'étude ne sont pas appliqués sur les parcelles environnantes. Il n'y a donc pas de risque de contamination par une autre parcelle.

Les pesticides appliqués au printemps 2002 sont l'alachlore, le flufenacet et le DMTAP (Gonzalo, 2003). Après l'application, une série de prélèvements dans des piézomètres situés à l'aval de cette parcelle a été effectuée si possible après des pluies de plus de 10 mm. Les piézomètres récoltent l'eau de la nappe provenant de différentes parties de la parcelle. Le piézomètre B récupère principalement l'eau des zones hydromorphes alors que les piézomètres A et D reçoivent les eaux des zones peu hydromorphes ou ne présentant pas d'hydromorphie. Cette hydromorphie traduit une profondeur moyenne du toit de la nappe

différente pour chaque piézomètre. Les résultats de ces prélèvements sont présentés dans les figures 4.13, 4.14 et 4.15.

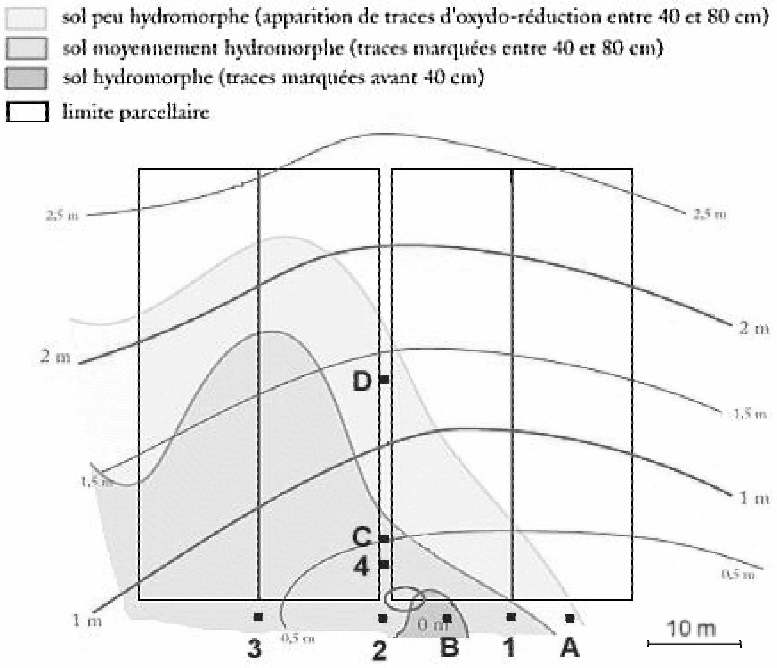


Figure 4.12 : Carte des courbes de niveau, des zones hydromorphes et de la situation des différents piézomètres sur la parcelle expérimentale de Lan Chebo de la station expérimentale de Kerguehennec.

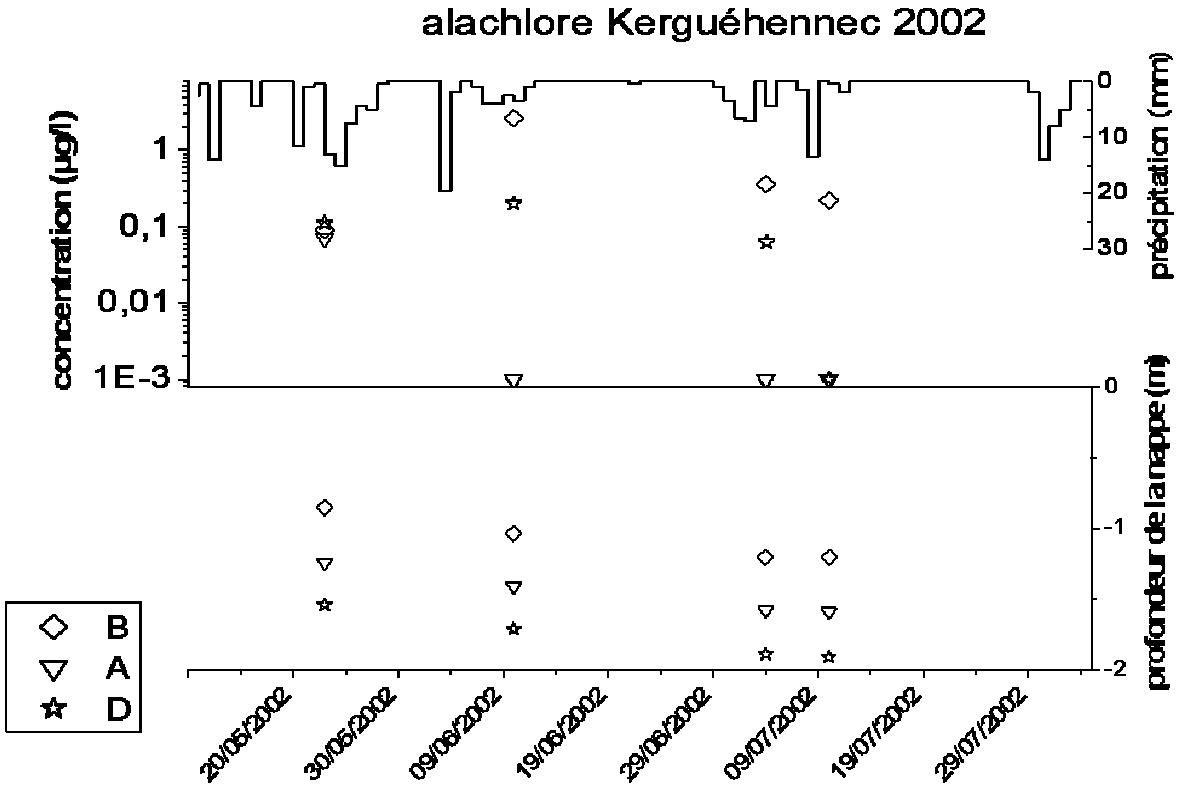


Figure 4.13 : Chronique des concentrations en alachlore dans la nappe et des profondeurs du toit de la nappe au niveau de la parcelle de Lan Chebo (Kerguehennec, 56).

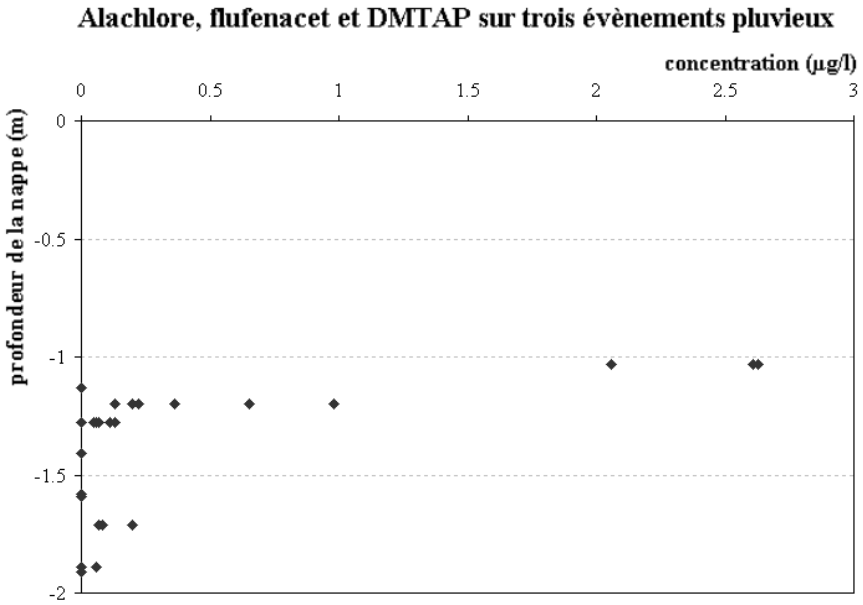


Figure 4.14 : Concentrations dans la nappe pour trois herbicides (alachlore, DMTAP et flufenacet) et pour trois événements pluvieux en 2002 en fonction de la profondeur du toit de la nappe sur la parcelle de Lan Chebo (Kerguehennec, 56).

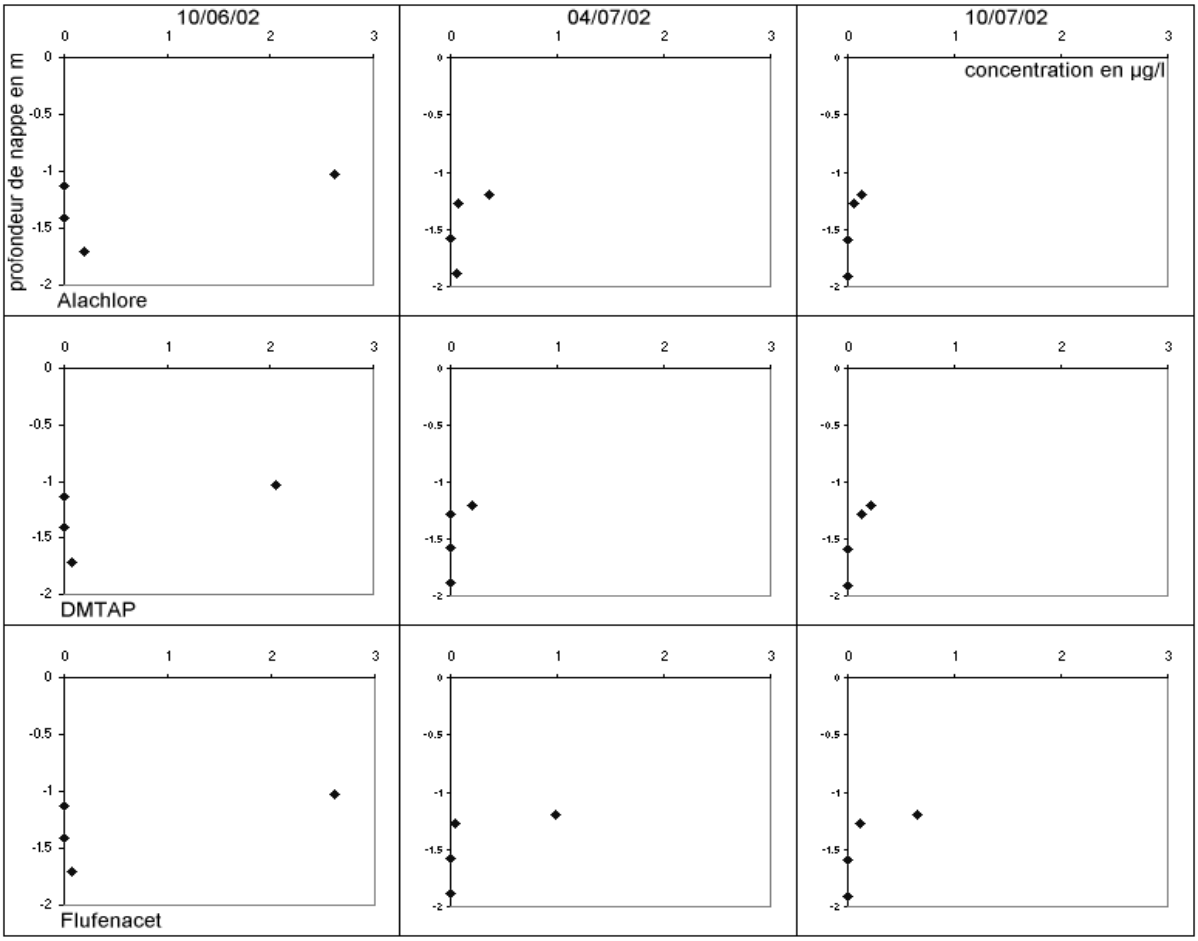


Figure 4.15 : Concentrations dans la nappe pour trois herbicides (alachlore, DMTAP et flufenacet) et pour trois événements pluvieux en 2002 en fonction de la profondeur du toit de la nappe sur la parcelle de Lan Chebo (Kerguehennec, 56).

Les concentrations sont plus élevées dans les piézomètres dont le toit de la nappe est proche de la surface, quel que soit l'herbicide. Le piézomètre qui a les plus fortes concentrations récupère principalement les eaux provenant des zones les plus hydromorphes. La nappe se trouvant généralement en dessous d'un mètre de profondeur ne peut recevoir un flux d'herbicides aussi rapidement que par des écoulements préférentiels. Nous pouvons noter que les concentrations sont assez similaires.

Cette étude confirme qu'il existe bien une forte influence de la profondeur du toit de la nappe sur les contaminations de cette nappe. Cependant, il est assez difficile de déterminer quelle est la proportion d'herbicides arrivant à la nappe et *in fine* au réseau hydrographique. Nous avons décidé de découper la nappe en 4 compartiments en fonction de la profondeur de son toit (figure 4.15). Ce découpage est relié à un temps de transfert entre la nappe et le réseau hydrographique avec des fonctions de vidange des herbicides qui sont différentes entre une nappe et le réseau hydrographique.

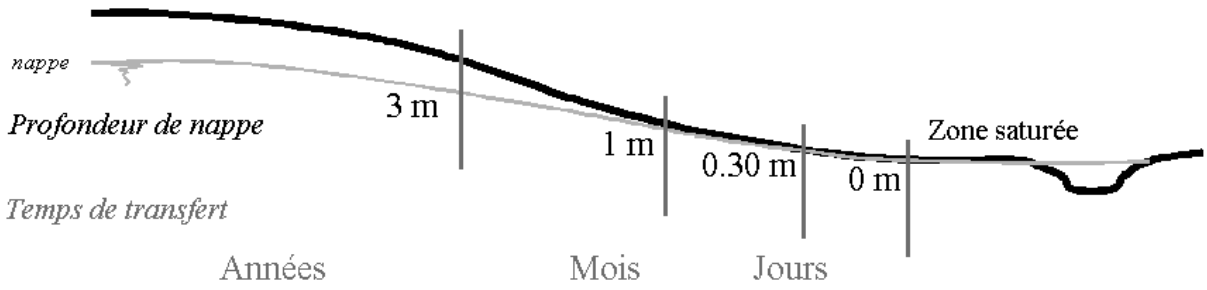


Figure 4.16 : Découpage de la nappe en fonction de la profondeur de son toit et ordre de grandeur des temps de transfert pour les différents compartiments.

Nous avons vu comment la profondeur du toit de la nappe et sa représentation sur la surface contributive d'un exutoire de parcelle sont modélisées dans la section 1.2. de ce chapitre. Pour modéliser les transferts d'herbicides du sol vers la nappe, nous avons choisi de réaliser un abattement sur les quantités d'herbicides lessivés pour les quatre classes identifiées (tableau 4.6). Cet abattement est déterminé arbitrairement à partir d'une fonction exponentielle décroissante en fonction de la profondeur du toit de la nappe.

Profondeur de nappe (m)	**0**	**0 – 0,3**	**0,3 - 1**	**1 - 3**	**> 3**
Pourcentage d'herbicides lessivés arrivant à la nappe	Pas de lessivage	10	1	0,1	0

Tableau 4.6 : Pourcentage d'herbicides lessivés arrivant à la nappe en fonction de la profondeur des quatre zones de profondeur du toit de la nappe.

Les herbicides stockés dans chaque nappe sont ensuite transférés vers le réseau hydrographique. Un pourcentage de la quantité stockée est transféré chaque jour. Par manque de données, ce pourcentage est calculé arbitrairement en fonction du débit à l'exutoire et peut être considéré comme une fonction de vidange.

Le calcul des quantités journalières d'herbicides arrivant à la rivière par les écoulements de subsurface est synthétisé dans l'organigramme de la figure 4.17. Les paramètres d'entrées nécessaires sont le débit journalier à l'exutoire, des paramètres déterminés par le modèle TOPMODEL, le calcul de l'indice topographique pour chaque maille du bassin versant agrégé par exutoire de parcelle en pourcentage de chaque classe sur un exutoire donné et un coefficient de vidange. Le calcul des volumes d'eau infiltré est synthétisé dans la figure 4.18.

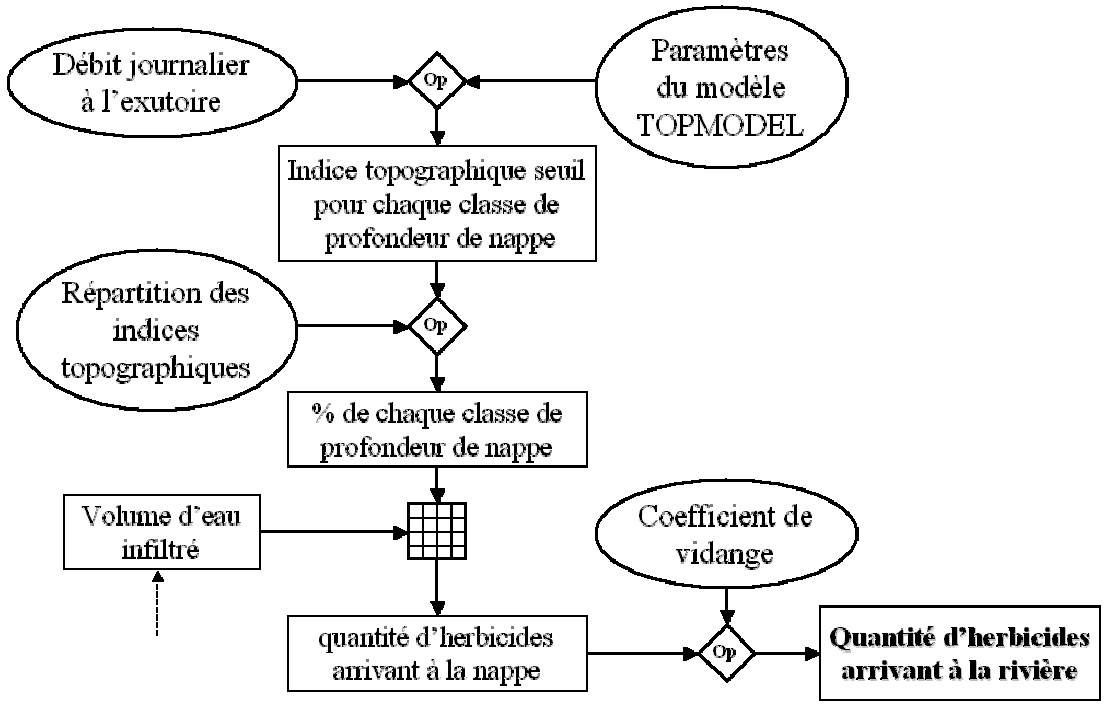


Figure 4.17 : Organigramme représentant le calcul des quantités d'herbicides arrivant à la rivière par les écoulements de subsurface.

L'utilisation de règles simples permet de limiter le nombre de paramètres et de variables en entrée ce qui facilite l'application de ce modèle sur des bassins versants peu renseignés. Par contre, cette démarche limite le champ des herbicides qui peuvent être utilisés dans ce modèle. Elle ne peut être utilisée sur des modélisations dépassant plusieurs mois. Ce dernier point est cohérent avec les objectifs de modélisation qui ciblent principalement les premiers événements pluvieux après les traitements (3-4 mois).

3 L'agrégation des flux sur le bassin versant

L'agrégation sur le bassin versant se fait à partir de l'arbre d'exutoires de parcelle défini dans le chapitre 3. Le réseau hydrographique est l'exutoire terminal de cet arbre. Le modèle est destiné à des bassins versants de moyenne taille (10 km²). Ceci nous a permis de poser plusieurs hypothèses simplificatrices :

- les précipitations sont considérées comme homogènes sur tout le bassin versant. Il ne doit donc pas exister trop de variations climatiques d'un point à un autre du bassin versant. Pour que cette hypothèse soit justifiée, les bassins ne doivent pas être trop étendus, ni avoir de reliefs trop importants ;
- les caractéristiques d'infiltration, d'évolution des sols, et de transfert de subsurface sont identiques sur tout le bassin versant. Les sols ont généralement des caractéristiques différentes selon leur position topographique. Cette différence est surtout marquée dans les bas-fonds de versant, surface généralement peu importante pour être différenciée à ce niveau d'échelle. Le substratum granitique ou métamorphique est le plus souvent homogène sur un bassin versant de moyenne taille ;
- la teneur en matière organique est homogène à l'échelle de parcelle. Les pratiques culturales ou les types d'occupation du sol influencent en grande partie ce paramètre ;
- il n'y a pas de cinétique de transfert. Les calculs des transferts par ruissellement se font au pas de temps horaire ce qui implique un temps de parcours maximum des eaux de ruissellement du versant jusqu'au réseau hydrographique de l'ordre de l'heure. Le réseau hydrographique doit donc être assez dense pour que la longueur des versants ne soit pas trop importante. Les calculs des concentrations et quantités d'herbicides à l'exutoire du bassin versant se font eux à un pas de temps journalier. Le temps de résidence de l'eau dans la rivière ne doit donc pas excéder la journée.

3.1 L'agrégation des processus de transfert par ruissellement

3.1.1 Le calcul des volumes d'eau ruisselée et infiltrée

Nous calculons, pour chaque jour, les volumes cumulés d'eau ruisselée et infiltrée pour chaque exutoire de parcelle à partir de leurs surfaces contributives par itérations successives de l'amont du bassin versant jusqu'à l'exutoire en suivant l'arbre d'exutoires de parcelles. Les seuils d'infiltration et les pluies d'imbibition sont calculés pour chaque jour. Les calculs d'infiltration et de ruissellement se font sur une journée entière et non sur la durée d'une pluie. À chaque heure, un cumul de pluie depuis le début de la journée est réalisé. Ce cumul et le cumul des apports d'eau des exutoires situés en amont sont comparés à la pluie

d'imbibition de la parcelle [8]. Tant que la somme de ces deux cumuls ne dépasse pas la pluie d'imbibition, il ne peut pas y avoir de ruissellement [9].

Au moment du dépassement de la pluie d'imbibition, la différence entre la somme des deux cumuls et la pluie d'imbibition est utilisée pour déterminer s'il existe un ruissellement en calculant la différence entre cette valeur et le seuil d'infiltration. Les heures suivantes, la différence entre le seuil d'infiltration et la somme de la pluie horaire et des apports horaires provenant des exutoires situés en amont détermine le volume d'eau ruisselée [11] si la valeur est positive [10], sinon le volume d'eau ruisselée est nul [12].

Si $C_{pluie,h} + \frac{Cruis_{amont,h}}{Sns_p} \leq Pi$ [8]

alors $Vruis_h = 0$ [9]

sinon

si $P_h + \frac{Vruis_{amont,h}}{Sns_p} > SI$ [10]

alors $Vruis_h = (P_h + \frac{Vruis_{amont,h}}{Sns_p} - SI) * Sns_p$ [11]

sinon $Vruis_h = 0$ [12]

$C_{pluie,h}$: cumul de pluie à l'heure *h* depuis le début du jour *j* (mm) ;
$Cruis_{amont,h}$: cumul des volumes d'eau ruisselée provenant des exutoires situés en amont de l'exutoire de parcelle *p* à l'heure *h* depuis le début du jour *j* (litre) ;
P_h : pluie horaire à l'heure *h* (mm) ;
Pi : pluie d'imbibition (mm) ;
SI : seuil d'infiltration (mm) ;

Sns_p : surface contributive non saturée de l'exutoire de parcelle *p* (m²) avec

$$Sns_p = S_p * (1 - p_{sat}) ;$$

S_p : surface contributive de l'exutoire de parcelle *p* (m²),
p_{sat} : proportion de la surface contributive en zone saturée,

$Vruis_h$: volume d'eau ruisselée à l'heure *h* de l'exutoire de parcelle *p* (litre) ;
$Vruis_{amont,h}$: volume d'eau ruisselée à l'heure *h* provenant des exutoires situés en amont (litre).

Si une partie de la surface contributive est saturée, le volume horaire d'eau ruisselée de la surface contributive est augmenté de la pluie horaire tombée sur cette surface saturée.

Deux surfaces contributives existent sur les exutoires de parcelle recevant un ruissellement d'exutoire situé en amont. Seule une des surfaces contributives est alimentée par des exutoires situés en amont. La création de ces deux types de surface contributive permet de calculer l'infiltration des volumes d'eau ruisselée provenant de l'amont sur une surface plus proche de la réalité au lieu d'infiltrer ces volumes d'eau sur la totalité de la surface de l'exutoire. Le volume journalier d'eau ruisselée est le cumul des volumes horaires d'eau ruisselée des deux surfaces contributives.

Les volumes d'eau infiltrée sont calculés à la fin de la journée par la différence entre les eaux arrivant sur la surface contributive d'un exutoire de parcelle (c'est à dire, la pluie journalière et les volumes d'eau provenant des exutoires situés en amont) et celles qui en sortent (le volume journalier d'eau ruisselée) [13].

$$Vinf_j = (P_j * S_p) + Vruis_{amont,j} - Vruis_j \qquad [13]$$

P_j : pluie du jour j (mm) ;
$Vinf_j$: volume d'eau infiltrée du jour j (litre) ;
$Vruis_{amont,j}$: volume d'eau ruisselée du jour j provenant des exutoires situés en amont (litre) ;
$Vruis_j$: volume d'eau ruisselée du jour j de l'exutoire de parcelle p (litre).

Le calcul des volumes journaliers d'eau ruisselée et infiltrée au niveau de chaque exutoire de parcelle est synthétisé dans l'organigramme de la figure 4.18. Les paramètres d'entrées nécessaires sont l'occupation du sol, la date de semis, la chronique journalière des températures, la chronique horaire des précipitations et les surfaces contributives de chaque exutoire de parcelle.

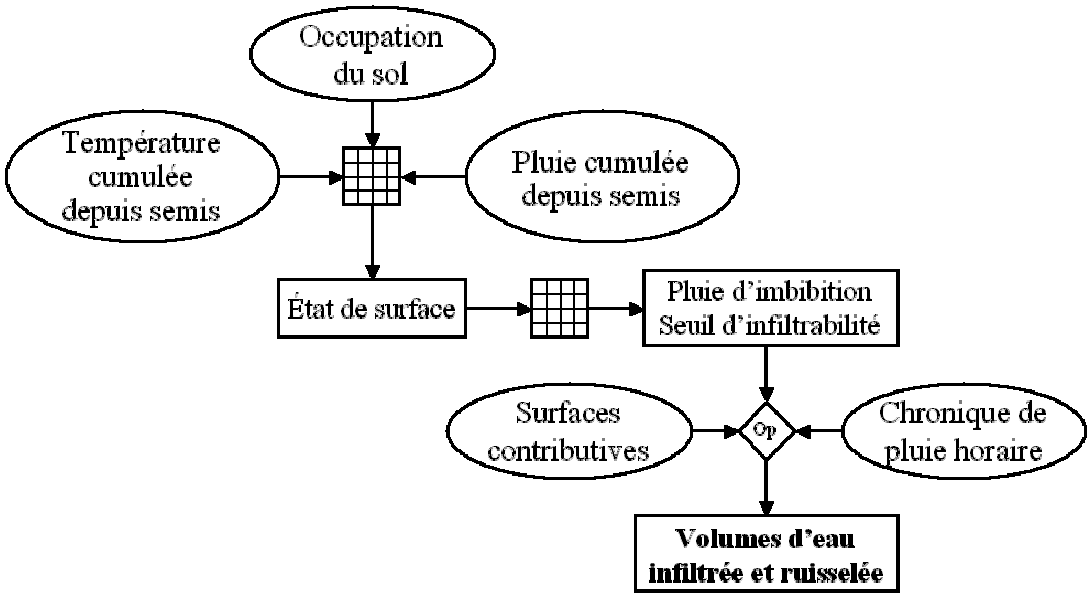


Figure 4.18 : Organigramme représentant le calcul des volumes d'eau ruisselée et infiltrée au niveau de chaque exutoire de parcelle.

3.1.2 La prise en compte des bandes enherbées

Sur les parcelles, une bande enherbée peut être mise en place. Ces bandes enherbées sont localisées à l'aval des parcelles pour limiter le ruissellement, les pertes de terre et de solutés dans le réseau hydrographique. Pour simplifier, nous considérons que toute l'eau de ruissellement d'un exutoire de parcelle passe par cette bande enherbée. Lors de la création des exutoires de parcelle, les mailles étant identifiées comme faisant parties d'une bande enherbée ne sont pas prises en compte dans l'un des deux types de surface contributive mais sont prises en compte dans un attribut « bande enherbée ».

L'infiltration et le ruissellement sur les surfaces en bande enherbée sont calculés sur le même principe que les autres surfaces culturales à partir d'un seuil d'infiltration et d'une pluie d'imbibition. Cependant, seule la profondeur du toit de la nappe détermine la valeur du seuil d'infiltrabilité (tableau 4.7) car :

- il n'y a pas véritablement d'évolution de l'état de surface pour ce type d'occupation du sol au cours du temps ;
- ces bandes enherbées se trouvent généralement proche des cours d'eau. L'influence de la nappe peut être alors importante.

La pluie d'imbibition est déterminée à partir du seuil d'infiltrabilité et du cumul des pluies sur les deux jours précédents (tableau 4.8).

Deux tableaux sont proposés :

Profondeur du toit de la nappe (m)	0	0 – 0,3	> 0,3
SI (mm/h)	0	20	50

Tableau 4.7 : Seuils d'infiltration pour les bandes enherbées (SI en mm/h) en fonction de la profondeur du toit de la nappe.

Pi (mm) / **SI**	**P48**	0 mm	1-15 mm	16-40 mm	>40 mm
20 mm/h		20	15	12	8
10 mm/h		10	8	6	4
0 mm/h		0	0	0	0

Tableau 4.8 : Hauteurs de pluie d'imbibition (P_i) pour les bandes enherbées en fonction du seuil d'infiltration (SI) et de la pluie antécédente (P48).

Ces tableaux n'ont pas été calibrés. La valeur maximale du seuil d'infiltration est utilisée comme référence pour les bandes enherbées bien drainées. Pour les sols dont l'infiltration est influencée par la nappe, nous avons arbitrairement choisi les zones où la profondeur de nappe se situe entre 0 et 0,3 mètre de profondeur par manque de données, bien que ces zones pourraient être étendues aux surfaces dont la profondeur de nappe est inférieure à 1 mètre. Sur ces zones, un abattement de moitié est effectué sur les valeurs d'infiltration.

Les mêmes calculs que pour les volumes d'eau ruisselée des surfaces contributives sont réalisés. Les eaux ruisselées des deux surfaces contributives constituent les apports d'eaux provenant des surfaces situées en amont des bandes enherbées. La surface utilisée pour l'infiltration est celle de la bande enherbée. Au final, nous avons deux volumes d'eau ruisselée, l'un avant et l'autre après la bande enherbée.

3.1.3 Le calcul des quantités d'herbicides ruisselés

Les quantités d'herbicides transférées par ruissellement sont calculées à la fin de chaque jour en fonction des volumes d'eau ruisselée de la journée et des stocks d'herbicides à la surface du sol [14]. Les stocks d'herbicides diminuent avec le temps entre deux pluies en fonction des processus de dégradation calculés par la fonction [5] vue précédemment. Les quantités d'herbicides, provenant des exutoires situés en amont et transférées dans le ruissellement à la sortie de l'exutoire de parcelle, sont calculées en fonction du rapport entre les volumes d'eau ruisselée sortants sur les volumes d'eau entrants.

$$Qpest_{ruis} = \frac{dose * 10^{-5}}{d_a * p_{\text{int}} * K_{oc} * f_{oc}} * f_{mob_ruis} * Vruis_j + Qpest_{amont} * \frac{Vruis_j}{Vruis_{amont,j} + P_j * S_p} \quad [14]$$

$Qpest_{ruis}$: quantité d'herbicide transféré par ruissellement à l'exutoire de parcelle *p* avant la bande enherbée (g) ;

$Qpest_{amont}$: quantité d'herbicide transféré par ruissellement provenant des exutoires situés en amont (g) ;

$dose$: dose d'herbicide au jour j (g/ha) ;

d_a : densité apparente du sol en surface (g/cm^3) ;

p_{int} : profondeur de la zone d'interaction entre le sol et l'eau de ruissellement (cm) ;

f_{mob_ruis} : fraction d'herbicide mobilisable pour le ruissellement.

Les bandes enherbées agissent de plusieurs manières sur le transfert d'herbicides :

- elles limitent le ruissellement par une forte infiltration ;
- elles agissent comme un piège à sédiments. Une partie des herbicides est transportée par des matières en suspension qui sont bloquées par la végétation. Nous ne modélisons pas le transport solide des herbicides. Il nous est donc difficile de modéliser les quantités d'herbicides bloquées par ce processus ;
- elles ont un rôle de rétention et de dégradation des herbicides. La forte teneur en matières organiques et la densité de la végétation favorisent une adsorption des herbicides et leur dégradation. Ces processus sont très dynamiques et sont fortement liés aux cinétiques d'adsorption.

Seul le processus d'infiltration est modélisé. Ce processus semble être le principal mécanisme influençant le transfert d'herbicides par ruissellement au niveau des bandes enherbées, surtout si les herbicides modélisés ont un coefficient d'adsorption suffisamment faible. Toutefois, ce choix limite le rôle épurateur des bandes enherbées. La prise en compte des autres processus, même de manière rudimentaire, pourrait grandement améliorer l'introduction des bandes enherbées dans ce modèle.

Les quantités d'herbicides à la sortie de la bande enherbée sont calculées par la fonction [15] :

$$Qpest_be_{ruis} = Qpest_{ruis} * \frac{Vruis_be_j}{Vruis_j + P_j * Sbe_p} \qquad [15]$$

$Qpest_be_{ruis}$: quantité d'herbicide transféré par ruissellement à l'exutoire de parcelle *p* après la bande enherbée (g) ;

$Vruis_be_j$: volume d'eau ruisselée du jour *j* de l'exutoire de parcelle *p* après la bande enherbée (litre) ;

Sbe_p : surface en bande enherbée de l'exutoire de parcelle *p* (m²).

Le calcul des quantités journalières d'herbicides ruisselés et infiltrés au niveau de chaque exutoire de parcelle est synthétisé dans l'organigramme de la figure 4.19. Les paramètres d'entrées nécessaires sont la dose initiale, la demi-vie et le coefficient d'adsorption de la molécule active. Le calcul des volumes d'eau ruisselée et infiltrée est synthétisé dans la figure 4.18.

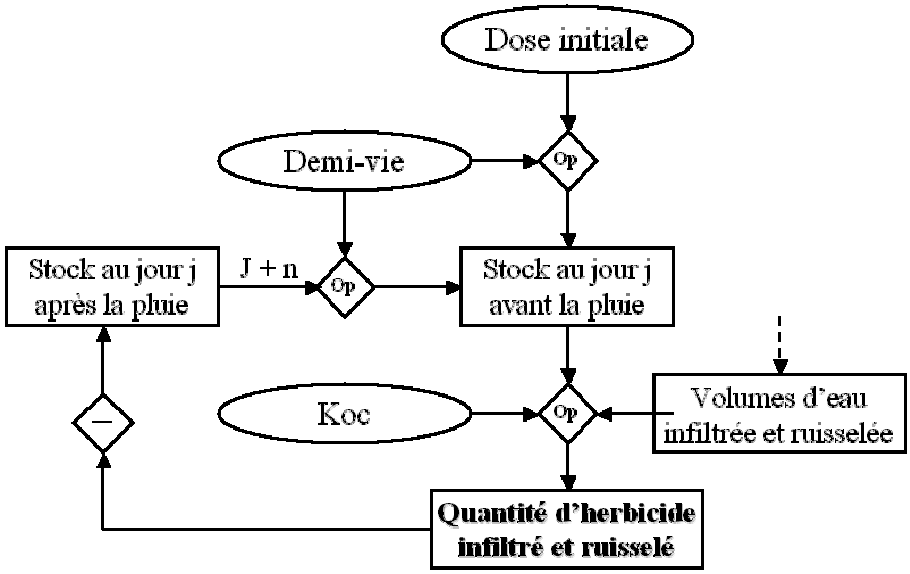


Figure 4.19 : Organigramme représentant le calcul des quantités d'herbicide infiltré et ruisselé au niveau de chaque exutoire de parcelle.

3.2 L'agrégation des processus de transfert des herbicides par les écoulements de subsurface

Le calcul des quantités d'herbicides lessivés ($Qpest_{inf}$) se fait sur le même principe que pour les quantités d'herbicides transportés par ruissellement. Par contre, les quantités d'herbicides provenant des exutoires situés en amont ne sont pas réinfiltrées en aval. Ces herbicides sont considérés comme étant adsorbés sur le sol. De plus, il s'agit de quantités très faibles comparativement à celles pouvant se trouver dans le sol du fait d'un traitement. La fonction permettant de calculer les quantités d'herbicides lessivés a la forme suivante [16] :

$$Qpest_{\inf} = \frac{dose * 10^{-5}}{d_a * p_{\inf} * K_{oc} * f_{oc}} * f_{mob_\inf} * V\inf_j \qquad [16]$$

f_{mob_inf} : fraction d'herbicide mobilisable pour l'infiltration.

Ce calcul se fait parallèlement à celui du ruissellement. Cependant, une partie du bassin versant est déconnectée du réseau hydrographique et n'est pas représentée dans l'arbre d'exutoire de parcelle. Cette déconnexion est due aux anomalies de drainage créées par les haies. Nous considérons que les haies ne bloquent pas les écoulements de subsurface. De ce fait, des arbres d'exutoire de parcelle sont créés à partir de ces anomalies de drainage pour calculer les transferts d'herbicides par les écoulements de subsurface sur ces zones déconnectées du réseau d'écoulement de surface.

3.3 Calcul des concentrations à l'exutoire du bassin versant

Les différents exutoires de parcelles se jettent en dernier lieu dans l'exutoire terminal de l'arbre d'exutoire qui n'est autre que le réseau hydrographique. Aucun processus n'est modélisé dans le réseau hydrographique. Nous n'avons pas modélisé les débits en sortie. Donc, pour calculer les concentrations moyennes journalières en herbicides, nous prenons les données de débit réel.

La somme des quantités d'herbicides provenant des quatre réservoirs de nappe spatialisée selon sa position topographique est divisée par le débit journalier à l'exutoire du bassin versant pour obtenir les concentrations en herbicides provenant des écoulements de subsurface. De même, les concentrations en herbicides provenant du ruissellement en sortie de bassin versant sont calculées en faisant le rapport des quantités d'herbicides ruisselés sur le débit journalier.

4 Conclusion partielle

Le modèle réalisé à partir de ce chapitre et du chapitre précédent est opérationnel. Il permet de modéliser, pour les cultures de maïs, les quantités d'herbicides transférées en dehors des parcelles par le ruissellement et par l'écoulement de subsurface au pas de temps journalier sur les quelques mois après les traitements pour des bassins versants sur socle de taille moyenne. Le niveau de simplicité voulu pour utiliser ce modèle sur des bassins versants peu renseignés et pour permettre une démarche d'aide à la décision impose de nombreuses hypothèses et limites au modèle. Les principales hypothèses sont :

- un contexte pédoclimatique particulier et homogène ;
  - le climat est de type tempéré,
  - les précipitations sont homogènes sur le bassin versant,
  - les sols sont à dominante limoneuse, bien drainés et homogènes sur le bassin versant,
  - le ruissellement hortonien est contrôlé par la battance ;
- un contexte de nappe superficielle sur socle ;
- les transferts par subsurface sont principalement liés à des écoulements préférentiels.

Nous ne représentons pas les processus de volatilisation et de transfert particulaire des herbicides dans ce modèle. Il en résulte des limitations sur le choix des herbicides pouvant être modélisés. De fortes incertitudes pèseront sur les résultats des modélisations de transfert d'herbicides très volatiles ou dont le coefficient d'adsorption est très élevé. Nous n'avons pas modélisé les processus se produisant dans le réseau hydrographique et les fossés. Ces différents processus devrait être pris en compte dans une version ultérieure de ce modèle.

La modélisation du comportement des herbicides dans le sol et dans l'eau n'est pas complète. Il ne s'agissait pas ici d'étudier dans le détail tel ou tel processus relatif aux herbicides mais de les intégrer, dans l'état actuel des connaissances, à l'échelle du bassin versant. Des améliorations à ce niveau seront à effectuer.

La structure générale de ce modèle est assez robuste. Nous avons réussi à bien adapter les règles expertes d'infiltration du modèle STREAM à un contexte de nappe superficielle sur socle en intégrant les processus de ruissellement sur surfaces saturées et de transfert par écoulements de subsurface. Une réflexion a aussi été menée sur l'influence de la nappe sur le comportement de l'infiltration. Cependant, le paramétrage de ce modèle est faible, le but principal de cette étude étant de conceptualiser les différents processus dans l'espace et le temps. De plus, nous n'avions pas suffisamment de données sur le bassin versant pour valider les différents processus et paramétrer les fonctions et les règles expertes modélisant ces processus.

Finalement, nous avons une modélisation qui, sans être mécaniste, dépasse l'information très frustre des indicateurs, en représentant les processus par des règles simples et en mettant en jeu une représentation spatiale et temporelle de ces processus.

CHAPITRE 5

L'intégration du modèle de transfert dans un outil d'aide à la décision

L'objectif du modèle est de faciliter la prise de décisions en vue de limiter la contamination de l'eau par les herbicides. Le but est de déterminer les facteurs dominants minimisant ou amplifiant la contamination des eaux de surface par les herbicides, ceci pour dégager les relations explicatives entre les variables d'entrée, nombreuses et plus ou moins bien catégorisées, et les sorties du modèle.

L'intégration de ce modèle dans un outil d'aide à la décision est réalisée en parallèle de cette thèse dans le projet SACADEAU (http://www.irisa.fr/dream/SACADEAU/index.htm) (Système d'Acquisition de Connaissances pour l'Aide à la Décision sur la qualité de l'EAU). La démarche choisie dans ce projet repose sur la simulation de différents scénarii pour établir des relations entre itinéraires techniques de désherbage, aménagement de l'espace, localisation spatiale des applications d'herbicides, caractéristiques de l'année climatique et qualité de l'eau en sortie de bassin versant. Un scénario est défini comme étant une description des actions à tester par rapport à des évènements et à des contextes déterminés. L'objectif premier est de trouver des préconisations générales, utiles aux gestionnaires de bassin versant, pour limiter les risques de transfert de pesticides et faire émerger les conditions générales de transfert en terme de pratique, climat et d'allocation spatiale (Cordier *et al*., 2004 ; annexe 1).

Dans un premier temps, nous décrivons la structure globale de l'outil d'aide à la décision. Nous détaillons ensuite un premier modèle, lié à cet outil, permettant de modéliser les modes de décision de l'agriculteur pour effectuer le désherbage du maïs. Enfin, nous présentons une première ébauche d'interface graphique permettant de définir et de générer les données d'entrée pour le modèle de transfert et le modèle décisionnel[1].

[1] Nous appelons par la suite modèle de transfert, le modèle développé dans les chapitres précédents et par modèle décisionnel, le modèle représentant les modes de décision de l'agriculteur pour effectuer le désherbage du maïs.

1 La structure globale de l'outil d'aide à la décision

Cet outil d'aide à la décision est destiné à apporter une aide aux personnes en charge de la maîtrise de la qualité de l'eau sur un bassin versant. Il ne vise pas forcément à proposer directement des actions à l'utilisateur mais il vise à apporter, d'une part, un support médiatique sur quelques configurations et cas précis et, d'autre part, des préconisations générales.

Plus particulièrement, deux fonctionnalités sont attendues de cet outil :

- dans un premier temps, *tester différents scénarii* par simulation afin d'évaluer l'impact sur la contamination des eaux ;
  - de stratégies de désherbage choisies par les agriculteurs,
  - de configurations spatiales des applications de désherbants sur le bassin versant,
  - de structures d'aménagement de l'espace rural (haies, bandes enherbées, …),
  - de conditions climatiques ;
- dans un second temps, *déterminer les variables explicatives et établir les relations entre elles* et les variables de sortie sur la qualité de l'eau par des techniques d'apprentissage symbolique afin d'avoir une meilleure compréhension de leur rôle et de leur importance respective dans les phénomènes de contamination des eaux.

Les résultats présentés sous forme cartographique, visualisant par exemple, les parcelles ayant produit du ruissellement en fonction des précipitations et des activités agricoles, constituent des représentations médiatiques adaptées à la décision. Cette forme de représentation est plus démonstrative que des cartes de risque établies une fois pour toutes à partir d'approches par indicateur (Aurousseau *et al*., 1998b). L'analyse des simulations par apprentissage symbolique, sera à la base de recommandations générales d'actions portant sur les pratiques agricoles et les aménagements en vue d'une maîtrise de la contamination des eaux par les herbicides.

Cet outil d'aide à la décision s'appuie sur un modèle permettant de visualiser les transferts d'herbicides des parcelles traitées jusqu'à l'exutoire du bassin versant par ruissellement et écoulement de subsurface à partir de scénarii. Ces scénarii comportent un nombre important de données d'entrées. Ces données peuvent être regroupées dans trois thématiques :

- *les caractéristiques du bassin versant* : la topographie, les dynamiques de nappe, la configuration du parcellaire et les aménagements. Les deux premières sont liées au milieu et ne peuvent être modifiées contrairement aux deux dernières qui peuvent faire l'objet d'actions anthropiques ;

- *les différentes actions des agriculteurs* en terme de travail du sol et de désherbage comprenant des chroniques (dates de semis, d'applications, …) et de pratiques agricoles (mode de travail du sol, molécules actives, doses appliquées). Á ce stade, la modélisation n'intègre pas les arrières effets (types de rotation) et une approche systémique des cultures et des adventices ;
- *les conditions climatiques* : la pluie horaire et la température moyenne journalière.

Cette classification des données nous a amenés à concevoir une architecture modulaire pour ce modèle constitué de quatre modules (figure 5.1) :

- *un modèle climatique*. Il doit permettre de générer des fichiers climatiques vérifiant des critères donnés en entrée. Il est en cours de définition ;
- *un modèle spatial*. Il doit pouvoir fournir des paysages virtuels comportant une topographie et un parcellaire avec des renseignements sur l'occupation du sol, les aménagements effectuées et l'appartenance à une exploitation. Il est aussi en cours de définition ;
- *un modèle décisionnel*. Son rôle est de simuler les actions des exploitants agricoles vis à vis du désherbage des cultures. Il est alimenté par les modèles climatique et spatial. Un premier modèle est en phase de test. Il fonctionne actuellement pour les cultures de maïs et sa description est présentée dans la section suivante (*cf.* Chap. 5-2) ;
- *un modèle de transfert*. Il doit permettre d'obtenir des flux journaliers d'herbicides à l'exutoire du bassin versant. Il est alimenté par les trois précédents modèles. Le modèle utilisé est celui décrit dans les chapitres précédents.

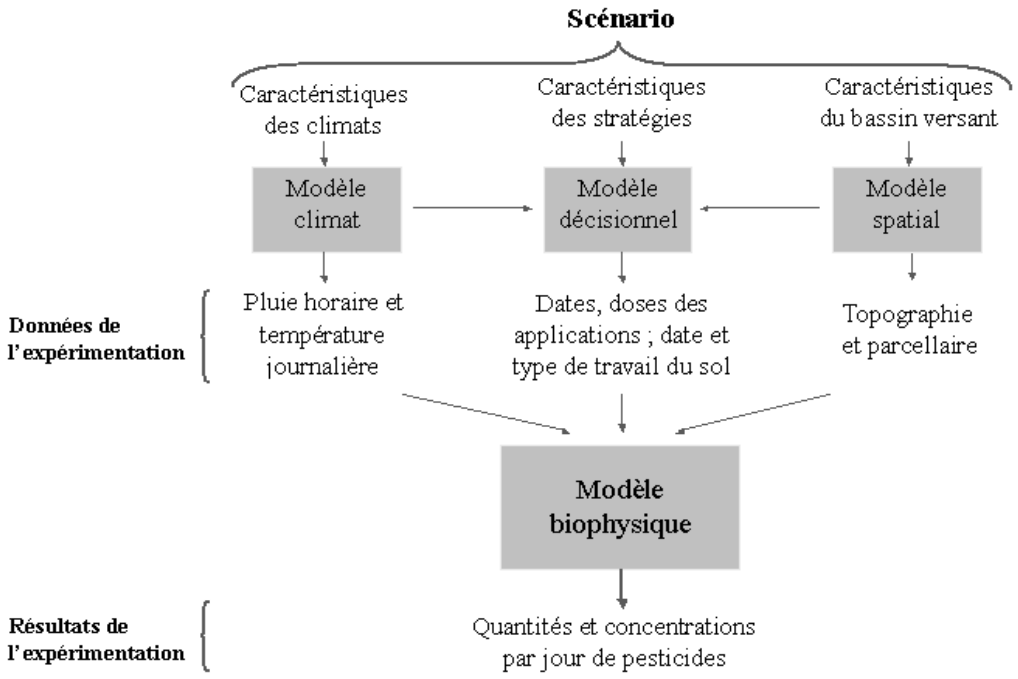


Figure 5.1 : L'architecture du modèle utilisé pour l'outil d'aide à la décision.

Cette architecture permet d'avoir plusieurs niveaux de détail allant d'un scénario global jusqu'aux jeux de données d'entrée du modèle de transfert. Ces différents niveaux d'abstraction nécessitent des langages adaptés. Il faut donc pouvoir passer d'une description numérique (jeu de données du modèle) à une description qualitative (scénario explicitant les relations à faire émerger). Cette description qualitative est plus adaptée à l'expression de scénarii de simulation ayant un sens et une utilité pour le gestionnaire. Ceci permet aussi une description des scénarii et de leurs résultats sous forme agrégée, plus facile à interpréter.

Une méthodologie a été définie pour situer le rôle des scénarii vis-à-vis du modèle de simulation (figure 5.2) en s'appuyant sur une collecte de scénarii pertinents pour la problématique traitée. Un exemple de scénario est le suivant : « Quel est l'impact du désherbage mixte (mécanique et chimique) ? Sa mise en place peut-elle être recommandée dans certaines parcelles ? Est-il efficace dans n'importe quelles conditions climatiques ? ».

Une étape importante consiste à élaborer un « langage de scénario » permettant de traduire les descriptions conceptuelles des scénarii en contraintes quantitatives sur les données numériques utilisées en entrée du modèle, tels que les doses appliquées, les précipitations journalières, les caractéristiques des parcelles. Ce langage permet aussi de décrire de manière qualitative les sorties quantitatives de la simulation que sont les concentrations et les flux de pesticides journaliers. Ceci permet de passer du langage utilisé dans les modèles de simulation, dans lesquels les entrées et les sorties sont en majorité numériques, à un langage qualitatif, plus adapté à l'expression de scénarios de simulation ayant un sens et une utilité pour le gestionnaire, et à l'expression des résultats sous forme agrégée et plus facile à interpréter. Un travail est actuellement mené sur la formalisation du langage de scénario par l'établissement de la correspondance entre vocabulaire des scénarios et entrées du modèle.

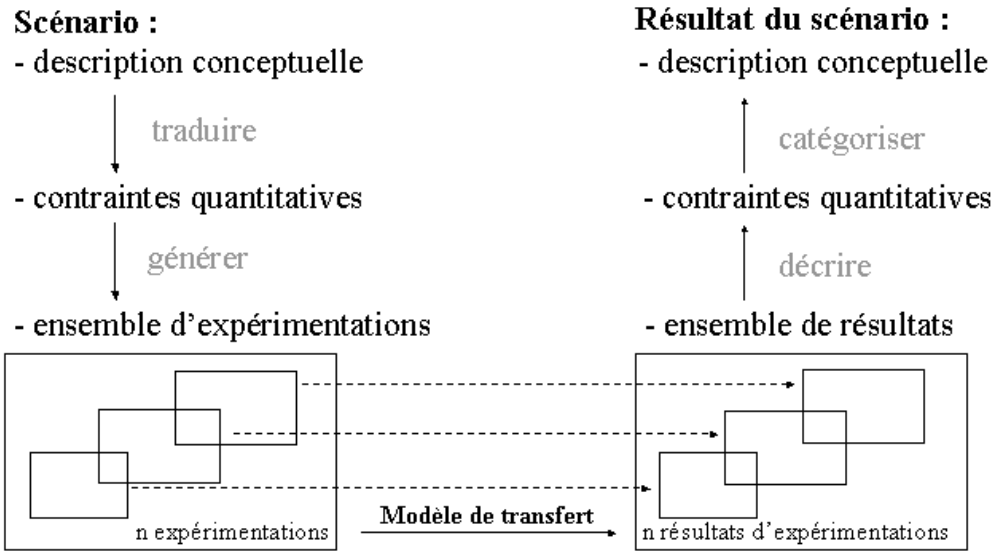


Figure 5.2 : Les différentes étapes de simulation d'un scénario.

L'analyse des résultats de la simulation des scénarii peut être entreprise manuellement par les utilisateurs de l'outil tant que le nombre de simulations reste faible. Cela rend toutefois difficile la mise en évidence de relations d'influence entre les choix des agriculteurs (caractéristiques et localisations spatiales et temporelles des applications), la configuration du bassin versant, les chroniques climatiques et la qualité de l'eau, tant les paramètres et leurs gammes sont étendues et difficiles à catégoriser. Cette analyse ne peut se faire en effet que sur la base de l'analyse d'un grand nombre de résultats de simulation. C'est pourquoi les techniques d'apprentissage symbolique ont été choisies afin de faire émerger des résultats avec un certain niveau de généralité.

Le travail d'apprentissage symbolique a fait l'objet d'un mémoire de DEA informatique de l'Institut de Formation Supérieure en Informatique et Communication (IFSIC) (Sannier, 2003) et se poursuit par la thèse de Ronan Trépos, actuellement en cours à l'Institut de Recherche en Informatique et Systèmes Aléatoires (IRISA) (démarrage en novembre 2004). Des premiers résultats, à partir d'un modèle de transfert simplifié et des données historiques principalement acquises sur le bassin du Frémeur, sont présentés dans Cordier *et al.* (2004) (annexe 1).

Dans le cadre de cette thèse, notre travail a porté, outre le modèle de transfert et la participation à la conception de la structure globale du modèle, sur l'élaboration du modèle décisionnel et de l'interface graphique que nous décrivons ci-après.

2 Le modèle de décision représentant l'application des herbicides

Le modèle décisionnel a pour objectif de simuler les processus de décisions de désherbage de l'agriculteur en fonction des contraintes techniques liées au traitement, des contraintes climatiques et des contraintes matérielles et temporelles de l'agriculteur. La finalité de ce modèle est d'introduire une variabilité spatiale et temporelle des applications en cohérence avec la réalité. À terme, il permettra, en lien avec le modèle spatial, de traduire un scénario en distribution spatialisée d'itinéraires techniques de désherbage[2] sur les parcelles du bassin versant. Cependant, il n'intègre pas les arrières effets dus aux cultures précédentes, les conditions de développement des adventices et les relations entre la culture et les adventices présents.

2.1 Les connaissances pour l'élaboration du modèle décisionnel

Comme nous l'avons vu dans le second chapitre, les processus de décisions pour désherber les parcelles de maïs sont assez limités. Dans le contexte de l'étude, trois grandes stratégies de désherbage sont distinguées (cf. chap. 2-1) :

- une stratégie de *pré-levée* en un seul passage juste après le semis ;
- une stratégie de *post-levée* en deux passages aux stades 3 feuilles et 5-7 feuilles ;
- une stratégie *intermédiaire* en deux passages après le semis et au stade 5 feuilles.

Les dates d'application sont donc très liées au type de stratégie (pré-levée et post-levée) et à la mise en place de la culture et de son évolution. Les produits sont liés au type de stratégie choisie mais un choix est possible entre plusieurs produits généralement en fonction du catalogue du prescripteur et des adventices présents sur la parcelle. Les doses de matières actives appliquées sont seulement liées au produit utilisé. Elles sont généralement celles conseillées par le fabriquant du produit. Cette expertise est fournie par des enquêtes et des experts de la chambre d'agriculture de Bretagne dont principalement Michel Falchier.

Ces stratégies peuvent être complétées par deux stratégies alternatives liées à des techniques mécaniques : une stratégie de binage et une stratégie de désherbage mixte. Ces deux stratégies sont présentes sur le bassin versant du Frémeur, bien que de manière marginale. Nous avons cependant voulu les introduire comme alternative au désherbage chimique. Ces stratégies nécessitent deux passages aux stades 3 feuilles et 5-7 feuilles impliquant un binage au niveau des inter-rangs modélisé par une modification des états de surface de la parcelle. La stratégie de désherbage mixte se distingue par des applications d'herbicides sur les rangs de maïs représentant un tiers de la surface totale de la parcelle, lors des deux passages. Les doses d'herbicides appliquées sont généralement d'un tiers des doses appliquées dans une stratégie de post-levée classique.

[2] Nous réduisons le sens du terme d'itinéraire technique aux seules actions liées au désherbage des cultures. Ceci comprend le semis et les différentes actions menant au désherbage mécanique et/ou chimique des parcelles.

En règle générale, les décisions de l'agriculteur se font en deux temps :

- *le choix des stratégies* se fait *quelques mois avant* les désherbages lors de la commande ou de l'achat des produits phytosanitaires. Les stratégies à adopter sur chaque parcelle de l'exploitation ainsi que les produits et doses utilisés pour ces stratégies sont décidées pendant cette période. Le choix des stratégies et des produits utilisés dépendent ;
  - de la flore adventice présente qui, elle-même, dépend principalement des rotations culturales, de la situation de la parcelle par rapport au siège d'exploitation et du sol (Falchier, 2003),
  - du classement des parcelles à risque, bien connu des agriculteurs sur les bassins versants BEP ou participant à un CTE,
  - des caractéristiques du matériel disponible (capacité de la cuve du pulvérisateur, …),
  - des priorités de l'agriculteur et d'autres composantes d'ordre culturel, relationnel ou historique. Ces éléments de décisions sont très variables d'un agriculteur à un autre et sont difficiles à spécifier ;
- *le choix des dates d'application et des quantités utilisées* se fait *quelques jours avant* les désherbages. L'agriculteur décide de la date d'application et, lors du deuxième passage, d'une possible adaptation de sa stratégie. Si le premier passage a été efficace et qu'il n'y a pas ou très peu d'adventice sur la parcelle, l'agriculteur peut décider de supprimer ce deuxième passage ou de diminuer la dose appliquée. Les critères du choix de la date d'application sont hiérarchisés de la manière suivante ;
  - la portance du sol. Elle doit être assez bonne pour supporter le passage des engins agricoles,
  - le vent. Il doit être le plus faible possible pour éviter les dérives hors du champ,
  - la pluviométrie. Il ne doit pas y avoir de fortes averses dans les heures qui suivent pour que le produit puisse agir,
  - l'hygrométrie. Une forte hygrométrie favorise l'action de certains produits.

Nous avons décidé de ne pas modéliser les décisions prises par l'agriculteur sur le choix des stratégies de désherbage. Ce choix repose en grande partie sur le vécu des agriculteurs. La modélisation de ce vécu est d'ordre sociologique. Elle dépasse le cadre du sujet de ce travail. Le choix des stratégies de désherbage est effectué lors de l'élaboration des scénarii. Nous modélisons les choix effectués quelques jours avant les traitements.

2.2 La structure du modèle

Le modèle décisionnel a été développé en langage C en collaboration avec Frédérick Garcia (directeur de recherche, INRA Toulouse)et Jordy Salmon-Monviola (ingénieur, INRA Rennes). Il fonctionne au pas de temps journalier. Chaque jour, il fournit au modèle de transfert les actions de semis et de traitement du jour pour les parcelles du bassin versant.

2.2.1 Les différentes étapes de décision sur la parcelle

Le modèle repose sur un principe de fenêtres temporelles d'action (figure 5.3) utilisées dans d'autres modèles de décision tels que OTELO (Attonaty *et al*., 1993), DECIBLE (Meynard, 1997) et MODERATO (Bergez *et al*., 2001). L'action n'est possible qu'à l'intérieur de cette fenêtre. Les dates d'ouverture et de fermeture d'une fenêtre d'action sont déterminées à partir de variables, de paramètres et/ou de réalisations d'actions. À partir de la date d'ouverture, le modèle teste, chaque jour, si l'action peut se réaliser en fonction de différentes contraintes. L'intérêt de ce principe est de permettre le déclenchement d'une nouvelle étape de décision en fonction d'une autre.

Dans notre cas, trois fenêtres d'action se suivent : celle du semis ; celle du premier désherbage et celle du deuxième désherbage. La gestion de l'ouverture de ces fenêtres pour chaque parcelle est déterminée par l'itinéraire technique de désherbage de la parcelle choisi dans une base d'itinéraires techniques définis préalablement.

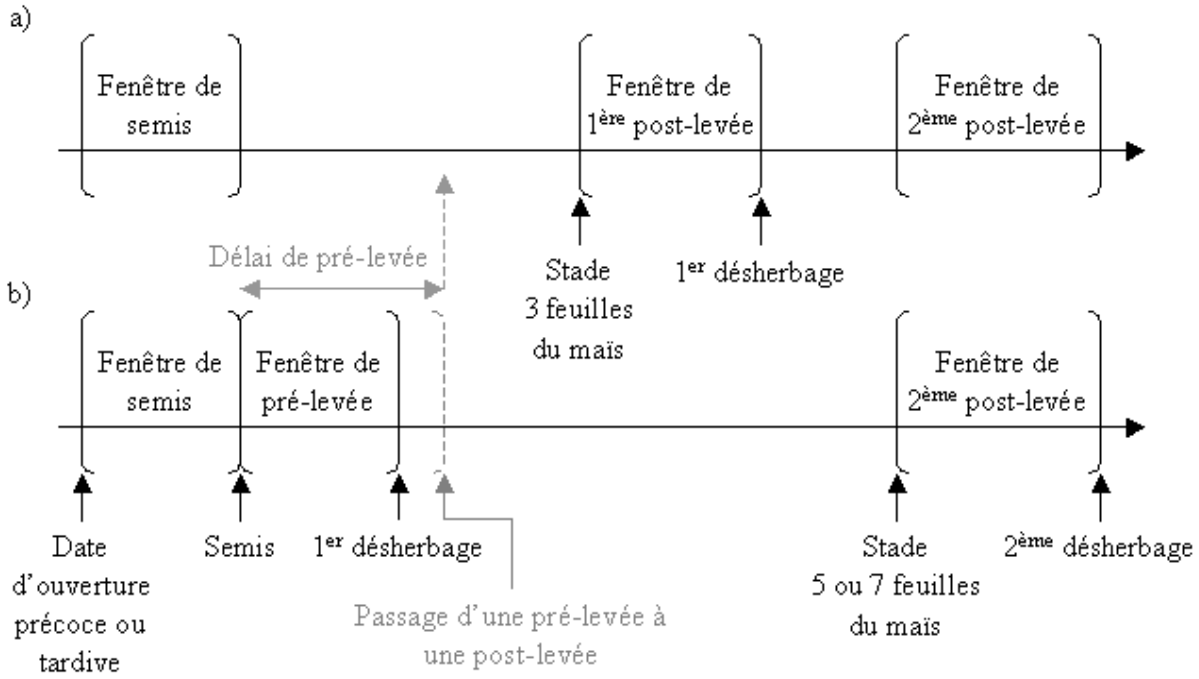


Figure 5.3 : Évolutions temporelles des décisions dans le modèle pour a) les stratégies de post-levée et b) de pré-levée.

La fenêtre de semis débute par une date d'ouverture. Pour chaque type d'itinéraire technique, une date précoce et une date tardive sont définies. Le choix d'une de ces deux dates est fait en fonction de la position de la parcelle sur le versant et de la culture précédente. Au printemps, le désengorgement des parcelles est plus lente dans les parcelles situées dans les bas-fonds. Ces parcelles sont accessibles aux engins agricoles plus tard dans la saison. La récolte de certains types de culture d'hiver se fait assez tard, en début du printemps, ce qui décale la mise en place d'une culture du maïs à une date tardive. La fenêtre de semis se ferme lorsque le semis est réalisé.

Lorsque la fenêtre de semis est fermée, l'ouverture de la fenêtre du premier désherbage s'ouvre en fonction de la stratégie de désherbage définie dans le type d'itinéraire technique choisi pour la parcelle. S'il s'agit d'une stratégie de post-levée, la fenêtre s'ouvre lorsque le maïs a atteint le stade 3 feuilles. Les différents stades du maïs sont modélisés à partir d'une valeur de cumul de température moyenne journalière à partir du semis. Si c'est une stratégie de pré-levée, la fenêtre s'ouvre le lendemain du semis. Comme un traitement de pré-levée n'agit que sur les premières racines des adventices, une date de fermeture de la fenêtre de pré-levée est définie en fonction d'un délai de levée des adventices de l'ordre d'une dizaine de jours. Au cas où ce délai est dépassé et qu'aucun traitement n'a été effectué, la stratégie de pré-levée est alors remplacée par une stratégie de post-levée, vue précédemment.

Si un deuxième passage est programmé dans l'itinéraire technique de la parcelle, sa fenêtre d'action s'ouvre lorsque le maïs a atteint le stade 5 feuilles pour une stratégie intermédiaire et 5-7 feuilles pour une stratégie de post-levée.

Le ruissellement modélisé par le modèle de transfert est lié aux états de surface des parcelles. L'itinéraire technique doit donc intégrer le travail du sol. Une date de labour permettant de modifier le couvert, la rugosité et le faciès structural du sol de la parcelle est prise en compte. De la même manière, le choix d'un binage est possible lors des deux désherbages pour pouvoir intégrer des stratégies alternatives de désherbage. Le choix d'un binage modifie l'état de surface de la parcelle.

Les produits et les doses de produits phytosanitaires sont pris en compte au niveau de chaque parcelle et non au niveau de l'itinéraire technique. Ceci nous a paru nécessaire pour modéliser des contraintes sur le choix des produits liées à la parcelle et à l'exploitation. Une amélioration peut être amenée en déterminant, au niveau de la parcelle, les produits à appliquer et, au niveau du type d'itinéraire technique, la proportion de la dose de produits phytosanitaires appliquée par rapport à la dose homologuée pour une application donnée (par exemple, 0 si binage, 1/3 si désherbage mixte).

Dans les stratégies intermédiaire et de post-levée, une adaptation est possible lors du deuxième passage. L'agriculteur peut choisir de diminuer la dose des produits phytosanitaires ou de supprimer totalement une application. Ce choix est effectué en fonction de l'état sanitaire (présence ou non d'adventices) de la parcelle, nécessitant de modéliser les populations d'adventices et la réussite ou non des traitements phytosanitaires. Nous avons décidé de ne pas modéliser cette adaptation car cela ne nous paraît pas réalisable de manière simple et n'est pas du ressort des compétences mobilisées pour cette thèse. De plus, ce choix

d'adaptation n'est pas encore très généralisé dans les exploitations à dominantes d'élevage, les plus répandues dans notre contexte d'étude.

Pour résumer, un itinéraire technique comprend :

- une date de labour ;
- une date d'ouverture de la fenêtre de semis, soit tardive, soit précoce ;
- la définition des deux désherbages ;
  - choix de la date d'ouverture du désherbage en fonction du stade végétatif du maïs (semis, 3, 5 ou 5-7 feuilles),
  - choix de la proportion de la dose de produits phytosanitaires appliquée par rapport à la dose conseillée par le fabriquant du produit (développement en cours),
  - choix d'un binage pour chaque désherbage (développement en cours).

2.2.2 Les contraintes de décision sur la parcelle

Au niveau des parcelles, les contraintes modélisées sont les suivantes :

- les conditions météorologiques. Seules les conditions pluviométriques sont prises en compte. L'agriculteur ne sème ni ne traite en cas de pluie journalière supérieure à un seuil de 2 mm. Les conditions de vent et d'hygrométrie ne sont pas intégrées car les données ne sont pas forcément disponibles pour tous les bassins versants ;
- les conditions de portance du sol. Pour que les engins agricoles puissent rentrer sur une parcelle, le sol doit être suffisamment réessuyé après une pluie. Nous avons considéré un seuil de pluie de 2 mm au-delà duquel un temps de réessuyage est nécessaire avant toute intervention sur la parcelle. Le temps de réessuyage après une pluie dépassant ce seuil est défini dans un tableau (tableau 5.1) et varie entre 1 et 3 jours en fonction ;
  - de la situation de la parcelle. Le temps de réessuyage est plus grand dans les zones de bas-fond et les versants que sur les plateaux,
  - du type de travail effectué. Le semis demande des engins agricoles plus lourds que ceux nécessaires pour le désherbage chimique. La parcelle doit donc être plus sèche pour un semis afin de supporter le poids des machines et donc le temps de réessuyage doit être plus long ;
- les conditions matérielles et de temps de travail. Une opération sur une parcelle ne peut être effectuée que si le matériel agricole est disponible pour le jour en question, et que s'il reste du temps de travail dans la journée. Ces conditions ne sont pas modélisées au niveau de la parcelle mais à des niveaux supérieurs d'organisation spatiale, que sont l'exploitation et le groupe d'exploitation.

Temps de réessuyage / Position de la parcelle	Type de travail	Semis	Désherbage chimique
Plateau		1 jour	1 jour
Versant		2 jours	1 jour
Bas-fond		3 jours	2 jours

Tableau 5.1 : Temps de réessuyage en fonction du type de travail du sol et de la position de la parcelle.

2.2.3 L'intégration des décisions sur les parcelles du bassin versant

Nous avons choisi deux niveaux d'organisations sur le bassin versant (figure 5.4). Un premier niveau évident est celui de l'exploitation où l'agriculteur va gérer ces parcelles. Un deuxième niveau est celui du groupe d'exploitation. Ce niveau représente un groupe d'agriculteur ayant des affinités entre eux. Il peut s'agir d'une mise en commun de matériels agricoles, d'un même type de système de production ou d'un même conseil au niveau des désherbages. Pour illustrer les possibilités offertes par ce niveau d'organisation, nous avons pris l'exemple simple de la mise en commun de matériels agricoles. Ces groupes peuvent être un ensemble d'agriculteurs qui se sont regroupés en GAEC ou un ensemble d'exploitations dépendantes d'une CUMA.

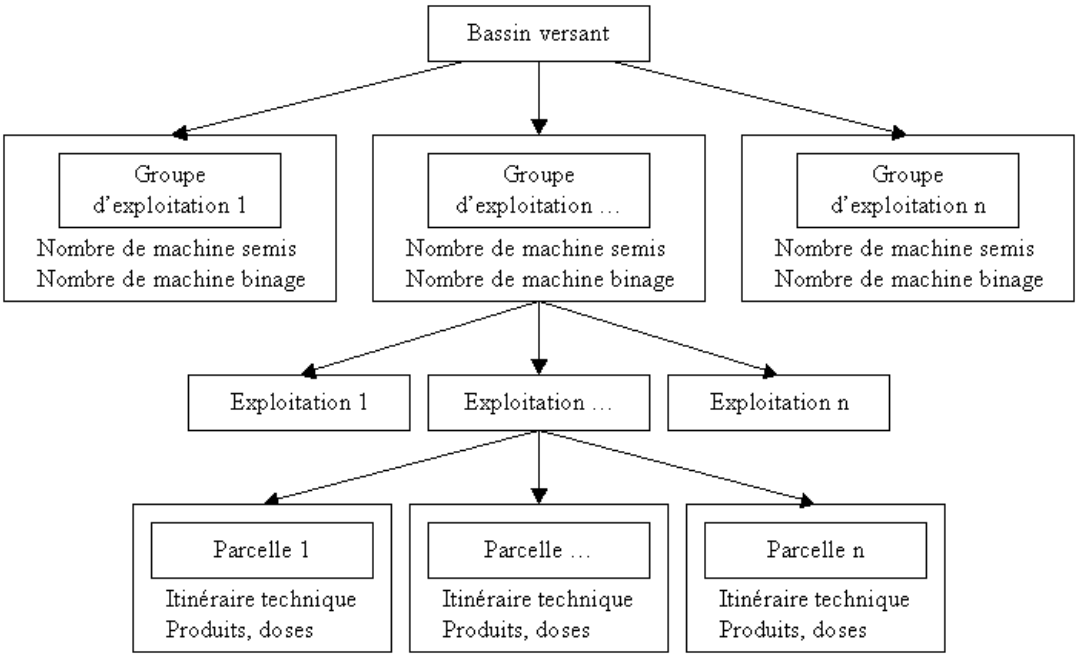


Figure 5.4 : Organisation des décisions sur un bassin versant.

Au niveau de l'exploitation, l'agriculteur ne peut pas être sur toutes ses parcelles simultanément. La prise de décision se fait donc parcelle après parcelle. Les travaux effectués sur les parcelles prennent du temps. Le temps de travail sur une parcelle (tps_p) dépend de la vitesse à laquelle se fait le travail ($V_{travail}$) en hectare par heure, déterminée pour chaque type de travail, et de la surface de la parcelle ($surf_p$) en hectare [1].

$$tps_p = \frac{surf_p}{V_{travail}} \qquad [1]$$

Sur une journée, l'agriculteur effectue des travaux sur ces parcelles tant que le cumul du temps de travail des travaux réalisés ne dépasse un nombre d'heure maximum, le même pour tous les agriculteurs.

Nous pouvons remarquer que l'ordre de sélection des parcelles peut avoir une importance sur la variabilité spatiale des dates de semis ou de désherbage. Les décisions sur les dernières parcelles de la sélection peuvent ne pas être traitées dans la même journée que les premières. La modélisation de l'ordre de sélection des parcelles peut se faire par l'intégration de choix de décision liée à la taille de la parcelle, au stade d'avancement de l'itinéraire technique ou à la localisation de la parcelle.

Au niveau du groupe d'exploitation, nous allons illustrer l'intérêt de ce niveau d'organisation par la modélisation de la mise en commun de matériels agricoles. Un nombre de machine disponible est défini pour chaque groupe d'exploitation. Dans cet exemple, nous considérons que seules les machines pour le semis sont en nombre restreint par rapport au nombre d'exploitations d'un groupe. Les machines disponibles sont distribuées une par une aux exploitations ayant au moins une parcelle pouvant être semée. Lorsque le nombre de machines disponibles est épuisé, les exploitations n'en ayant pas reçue n'auront pas la possibilité de semer. Les exploitations ayant reçu une machine la garderont tant qu'il y aura encore au moins une parcelle se trouvant dans la fenêtre de semis. Par contre, pour les traitements de désherbage, chaque exploitation a une machine. Il n'y a donc pas de contrainte au niveau du groupe d'exploitation pour les décisions de désherbage. Cet exemple pourrait être utilisé pour des machines de binage ou de désherbage mixte.

Cette structure de groupe pourra être utile pour la suite afin d'intégrer certaines caractéristiques des scénarii. Elle peut être aussi envisagée au niveau des parcelles d'une exploitation pour regrouper les parcelles ayant des caractéristiques similaires telles que leur surface, leur itinéraire technique ou la position de la parcelle par rapport au siège d'exploitation.

Pour résumer, trois niveaux de décisions contraignent les choix de l'agriculteur :

- au niveau du groupe d'exploitation par la disponibilité de machines ;
- au niveau de l'exploitation par le temps de travail disponible de l'agriculteur ;
- au niveau de la parcelle par les fenêtres temporelles d'action, la portance du sol et la pluviométrie.

Lorsque toutes ces conditions sont vérifiées, le semis ou le traitement est effectué. Le semis entraîne un travail du sol et le traitement entraîne l'application des doses de produits phytosanitaires définis pour ce traitement au niveau de la parcelle. Chaque jour, les différentes actions sont intégrées dans le modèle de transfert.

Une première version du modèle décisionnel est opérationnelle. Dans cette version, certaines fonctionnalités sont simplifiées :

- le choix d'une date d'ouverture de semis est réalisé manuellement ;
- la modification des états de surface par le modèle décisionnel n'est pas développée. La modification des états de surfaces est gérée dans le modèle de transfert pour le semis ;
- l'ordre de sélection des parcelles et la distribution des machines se fait de manière aléatoire.

3 L'interface de saisie des paramètres d'un scénario

Pour rendre plus opérationnel le modèle, une interface graphique pour la saisie des données d'entrées est développée. Cette interface doit permettre, à terme, de générer des fichiers techniques utilisables par le modèle à partir des caractéristiques d'un scénario. Les entrées sont des données saisies manuellement pour chaque parcelle, des données générales et des chroniques historiques relatives au bassin versant. Nous présentons une première version utilisée pour le modèle de transfert et son évolution possible pour renseigner le modèle décisionnel.

Le nombre important de données en entrée nous a amené à structurer ces données en deux groupes homogènes :

- un groupe de paramètres *propre à un bassin versant* composé ;
  - d'une base de données de caractéristiques des produits commerciaux et de leurs molécules actives associées,
  - des caractéristiques des sols et de l'évolution de leur état de surface pour les différents types d'occupation du sol,
  - des caractéristiques de la dynamique de la nappe,
  - des caractéristiques des contraintes influençant le travail de l'agriculteur,
  - d'une base de données de types d'itinéraires techniques de désherbage ;
- un groupe de paramètres *dépendant d'une simulation* composé ;
  - des chroniques de pluie horaire, de température moyenne journalière, de débit journalier et d'ETP journalière choisies dans une base de données de chroniques climatiques,
  - des caractéristiques des parcelles (type d'occupation du sol, teneur en matières organiques, position de la parcelle, …), exploitations (liste des parcelles de l'exploitation) et groupes d'exploitations (liste des exploitations du groupe, nombre de machines pour le semis, …) des bassins versants,
  - des pratiques agricoles en terme de travail du sol et de désherbage sur les parcelles des bassins versants(date de semis, liste des différentes applications d'herbicides, type d'itinéraire technique de désherbage, …).

3.1 L'interface graphique pour le modèle de transfert

Une première version a été développée en langage Java par Pierre Yves Le Drezen (Main d'œuvre occasionnelle, INRA Rennes) et pour laquelle j'ai participé à la définition du cahier des charges en collaboration avec les partenaires du projet SACADEAU. Elle permet la saisie des données pour le modèle de transfert.

La fenêtre principale (figure 5.5) propose d'entrer dans les différentes fenêtres de saisie des groupes de données à renseigner (menus « Produits », « Molécules », « Parcelle » et « Météo ») et dans une fenêtre permettant la paramétrisation des données d'entrée pour la simulation du transfert (menu « Fichier »). La ligne située en bas de la fenêtre récapitule les caractéristiques des fichiers de la simulation choisie.

Figure 5.5 : La fenêtre principale de l'interface graphique pour le modèle de transfert.

Nous détaillons les fenêtres de saisie des bases de données de produits, de molécules actives et la fenêtre permettant de saisir les différentes données liées aux parcelles sont détaillées ci-dessous.

Le menu « Molécules » permet de parvenir à la fenêtre de saisie et de modification des molécules (figure 5.6). Nous pouvons accéder aux différentes molécules déjà saisies par un menu déroulant. Le bouton « ajout molécule » sert à créer une nouvelle molécule.

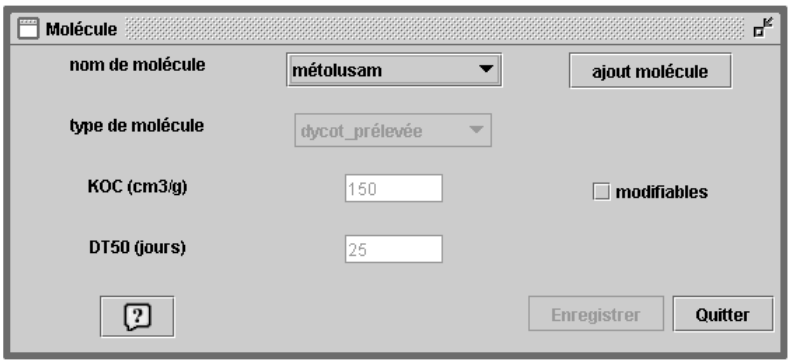


Figure 5.6 : La fenêtre de saisie et de modification de la base de molécules actives.

De la même manière, *le menu « Produits »* permet de parvenir à la fenêtre de saisie et de modification des produits commerciaux pour le désherbage (figure 5.7). Nous pouvons accéder aux différents produits déjà saisis par un menu déroulant. Un produit est créé par la combinaison d'une ou plusieurs molécules et de leur proportion dans le produit. La forme du produit est définie pour préciser les unités à utiliser. Elle peut être liquide ou solide. Le bouton « nouveau produit » permet d'ajouter un produit.

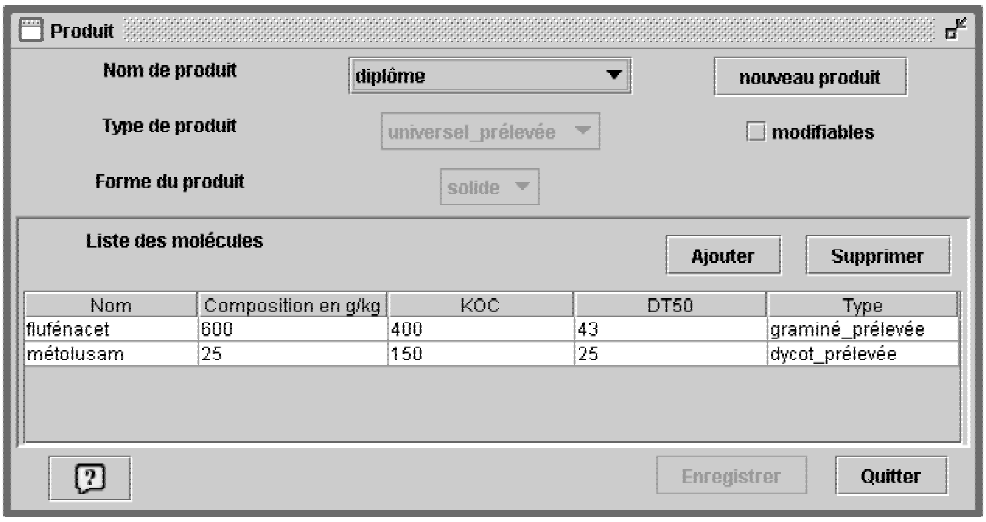


Figure 5.7 : La fenêtre de saisie et de modification de la base de produits commerciaux pour le désherbage.

Dans ces deux fenêtres, il n'est pas possible de supprimer une molécule ou un produit de la base de données afin de conserver la cohérence des relations entre les produits et les molécules actives composant ces produits.

Le menu « Parcelle » nous amène sur une première fenêtre qui permet de choisir les fichiers de parcelles à simuler parmi un lot de fichiers déjà créés ou d'en créer de nouveaux. Nous accédons ensuite à la fenêtre de saisie et de modification des caractéristiques des parcelles et des traitements qui leur sont associés (figure 5.8).

Dans le champ « Identifiant », nous pouvons saisir l'identifiant de la parcelle à renseigner. Pour changer de parcelle, des boutons de navigation peuvent être également utilisés. La première partie de la fenêtre concerne les caractéristiques de la parcelle : occupation du sol, date de semis et teneur en matières organiques à la surface du sol. La deuxième partie liste les différents traitements herbicides de la parcelle.

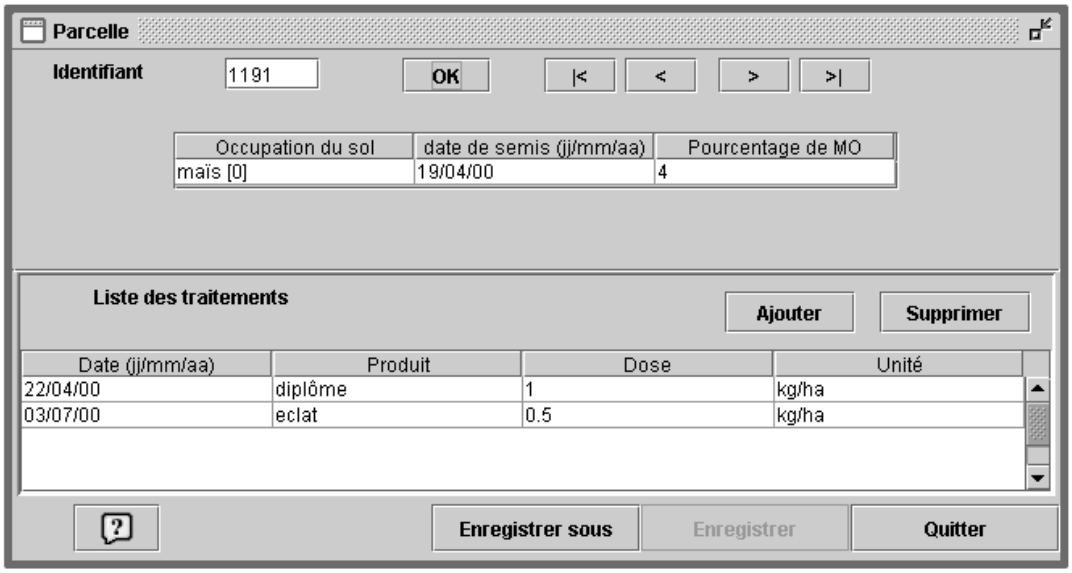


Figure 5.8 : La fenêtre de saisie et de modification des caractéristiques des parcelles et des traitements herbicides associés.

Lorsque les différents champs sont renseignés pour chacune des parcelles, la fenêtre du menu « Fichier » permet de générer les fichiers nécessaires pour réaliser une simulation :

- deux fichiers météorologiques composés d'un fichier d'une chronique horaire de pluie et d'un fichier des chroniques journalières de pluie, de température et d'ETP issues d'une base existante et formatés aux normes du modèle ;
- un fichier du débit journalier à l'exutoire du bassin versant issu d'une base existante et formaté aux normes du modèle ;
- un fichier « molécules » qui contient la liste des molécules de désherbage possibles ;
- un fichier « produits » qui contient la liste des produits commerciaux possibles ;
- un fichier « parcelle » qui définit les caractéristiques de chaque parcelle sur le bassin versant ;
- un fichier « traitement » qui définit les traitements (dates, molécules actives, doses) réalisés sur chaque parcelle du bassin versant ;
- un fichier « paramètres » est enfin créé, résumant les différents fichiers à utiliser dans le modèle de transfert et les caractéristiques de la simulation choisie.

3.2 L'évolution vers une intégration des données du modèle décisionnel

Une simulation peut être réalisée de deux manières différentes :

- en utilisant seulement le modèle de transfert. Chaque parcelle est renseignée par les différentes actions de l'agriculteur à partir de la première version de l'interface ;
- en utilisant le modèle décisionnel. Les différents niveaux d'organisation du bassin versant sont renseignés par des paramètres de contrainte et des types d'itinéraires techniques.

Nous avons souhaité que l'interface graphique puisse générer les fichiers nécessaires pour ces deux types de simulation. Ce travail a été réalisé durant le stage de Valérie Pessel (2004) que j'ai encadré et auquel j'ai participé pour la spécification du cahier des charges.

Dans un premier temps, nous avons simplement ajouté de nouveaux menus à la fenêtre principale permettant d'accéder à des fenêtres de saisie pour les différents groupes de données nécessaires au modèle de décision. Nous avons alors perdu toute la clarté d'utilisation de l'interface graphique car plusieurs menus sont nécessaires à la création d'une simulation. Ceci nous a amené à revoir la structuration de l'interface graphique.

Pour limiter cette confusion et homogénéiser la construction d'une simulation, nous avons choisi de présenter les choix définissant une simulation dans une seule fenêtre (figure 5.10). Elle est accessible par le menu « Choix de simulation » de la fenêtre principale (figure 5.9). Les paramètres et les bases de données servant aux modèles sont regroupés dans un menu « Définition des paramètres de l'application ». Le menu « Fichier » et ses fonctionnalités sont préservés.

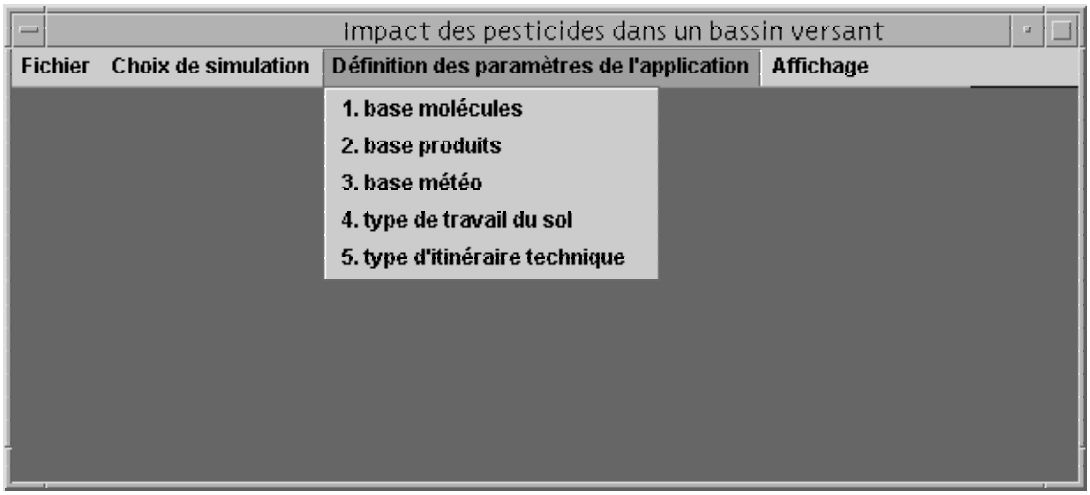


Figure 5.9 : La nouvelle fenêtre principale de l'interface.

La nouvelle fenêtre de choix d'une simulation permet de lancer une simulation sur le modèle de transfert soit directement, soit via le modèle décisionnel. Elle est composée de trois volets principaux :

- « Météo ». Ce volet permet de choisir une chronique météorologique dans une base de données historiques préalablement renseignée ;
- « Répartition Spatiale du Bassin versant ». Ce volet permet de décrire les caractéristiques des parcelles, des exploitations et des groupes d'exploitations ;
- « Pratiques Agricoles du Bassin versant ». Ce volet permet de saisir des traitements à destination du modèle de transfert ou des itinéraires techniques à destination du modèle décisionnel. Dans tous les cas, la saisie peut se faire sur les trois niveaux d'organisation du bassin versant : soit par parcelle, soit pour toutes les parcelles d'une exploitation, soit pour toutes les parcelles du groupe d'exploitations.

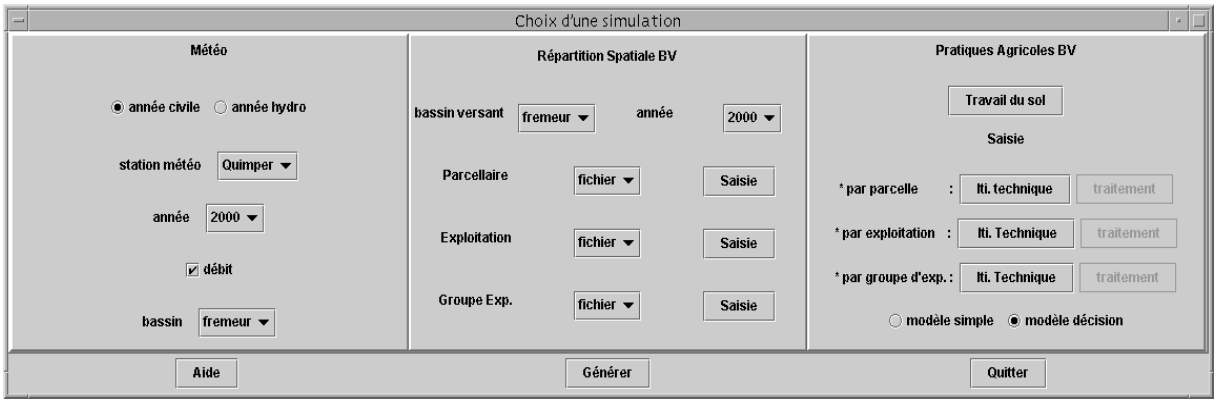


Figure 5.10 : La nouvelle fenêtre de sélection d'une simulation.

Un exemple de nouvelles fenêtres de saisie pour le modèle décisionnel concerne la base de données des types d'itinéraires techniques employés sur le bassin versant (figure 5.11). Son principe de fonctionnement est le même que celui des fenêtres concernant les molécules ou les produits, comme, par exemple, d'accéder aux différents itinéraires techniques types déjà saisis par un menu déroulant.

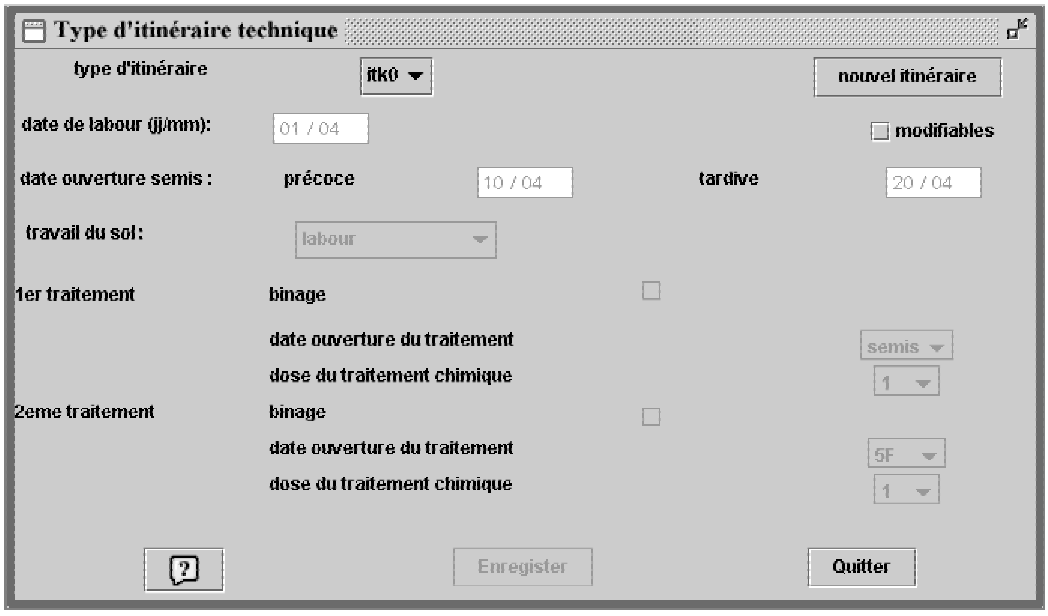


Figure 5.11 : La fenêtre de saisie et de modification de la base des types d'itinéraire technique de désherbage.

Aujourd'hui nous en sommes aux spécifications de cette nouvelle interface graphique. Son développement est en cours. Il sera finalisé lorsque les différents modèles et le langage de scénario seront plus avancés afin d'intégrer ces nouvelles fonctionnalités.

Cette interface nous a permis d'entreprendre une première réflexion sur la structuration des jeux de données d'entrée et de leurs fichiers, la convivialité et la cohérence de l'utilisation par les partenaires du projet SACADEAU (chambre d'agriculture, animateurs de bassin versant).

4 Conclusion partielle

En parallèle du développement du modèle de transfert, un outil d'aide à la décision a été formalisé. Des premiers travaux ont permis de développer un modèle décisionnel représentant l'application des herbicides et une interface graphique facilitant la saisie des données de simulation.

Le modèle décisionnel a été utilisé et des premiers résultats sont présentés au chapitre 6. Il induit une variabilité spatiale et temporelle des applications d'herbicides. Son application sur le bassin versant du Frémeur permettra de déterminer quelle variabilité introduit ce modèle et si cette variabilité a un impact sur la contamination des eaux à l'exutoire du bassin versant. En fonction de l'analyse des résultats, nous verrons s'il est nécessaire de sophistiquer ce modèle.

L'outil global a lui aussi été utilisé dans une version simplifiée et des règles générales ont été acquises par apprentissage (annexe 1).

THESE

Présentée devant

Agrocampus Rennes

Pour obtenir le titre de docteur de l'E.N.S.A.R.
Mention : **Sciences de l'environnement**

Par

Florent TORTRAT

Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles.

Soutenue le 13 Avril 2005 devant le jury composé de :

Pierre AUROUSSEAU	Professeur, Agrocampus Rennes
Nadia CARLUER	Ingénieur du GREF, Cemagref Lyon
Marie Odile CORDIER	Professeur, IRISA
Chantal GASCUEL	Directrice de recherche, INRA Rennes
Roger MOUSSA	Chargé de recherche, INRA Montpellier, rapporteur
Christian PUECH	Directeur de recherche, Cemagref Montpellier, rapporteur
Véronique SOUCHERE	Chargée de recherche, INA-PG

CHAPITRE 6

L'application du modèle au bassin versant du Frémeur

Le modèle est appliqué au bassin versant du Frémeur décrit dans le chapitre 2 pour la saison culturale du maïs de l'année 2000. Une simulation est réalisée avec les données correspondantes. Elle permet une première analyse du modèle.

L'acquisition des données de terrain reste assez faible sur ce bassin versant pour bien évaluer les prédictions du modèle en terme de comparaison entre les concentrations observées et modélisées. Nous nous attachons à évaluer les aspects spatiaux et temporels du modèle. Des points précis tels que le rôle des haies ou l'impact des surfaces en herbe ou boisées sur le ruissellement et le transfert des herbicides sont abordés. Le rôle des différentes surfaces contributives sur les transferts d'herbicides vers le réseau hydrographique est mis en évidence.

Une première application simplifiée du modèle décisionnel est réalisée. Elle permet de montrer la variabilité temporelle des dates de semis simulées par ce modèle.

1 Des éléments d'évaluation du modèle

1.1 Les données disponibles

De nombreuses données ont été recueillies sur le bassin versant du Frémeur. Cependant, l'acquisition de ces données n'est pas synchrone dans le temps (figure 6.1). La saison culturale du maïs, où toutes les données nécessaires sont présentes, correspond à la seule année 2000. C'est pour cette raison que l'application du modèle n'est faite que sur cette période.

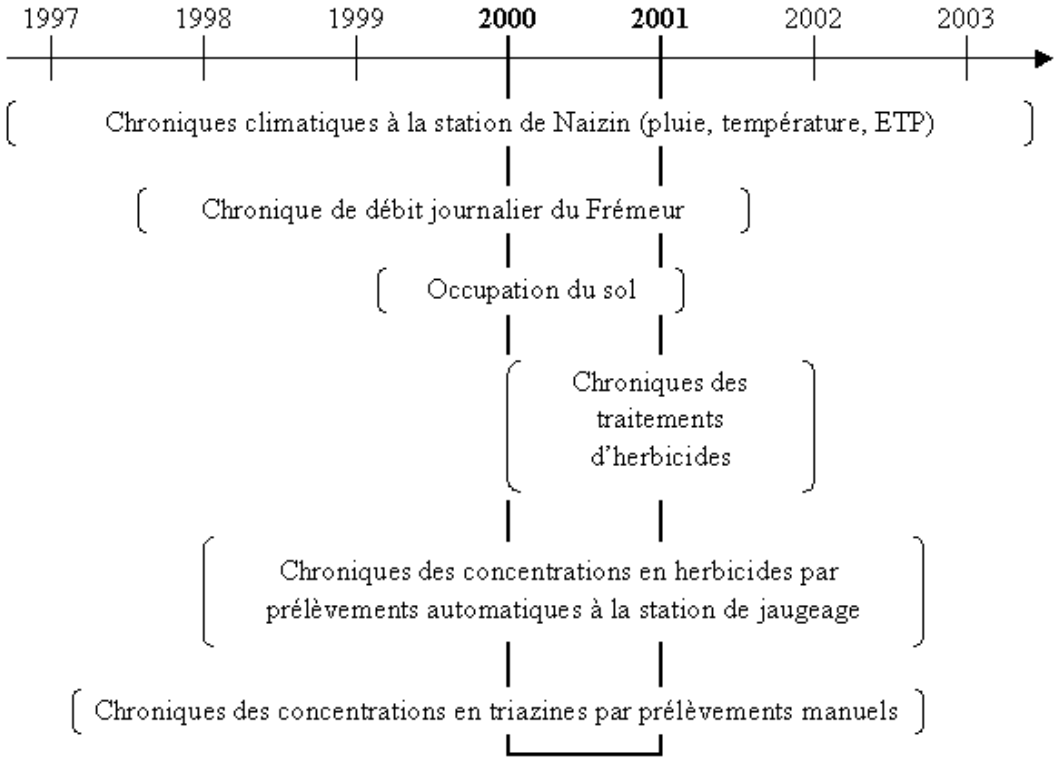


Figure 6.1 : Disponibilité des données sur le bassin versant du Frémeur.

La figure 6.2 représente les chroniques des précipitations et des débits journaliers pour l'année hydrologique 1999/2000. Il existe des problèmes de correspondance entre la présence de crue et de forte précipitation. Par exemple, une crue est observée le 6 mai alors qu'il n'y a pas de précipitation. Au contraire, le premier juillet il y a une forte pluie sans qu'une crue soit observée. Ces différences ne sont pas nombreuses et dans l'ensemble la relation entre pluie et débit est assez bonne. Elles sont probablement dues à la localisation de la station pluviométrique distante de 20 km du bassin versant du Frémeur.

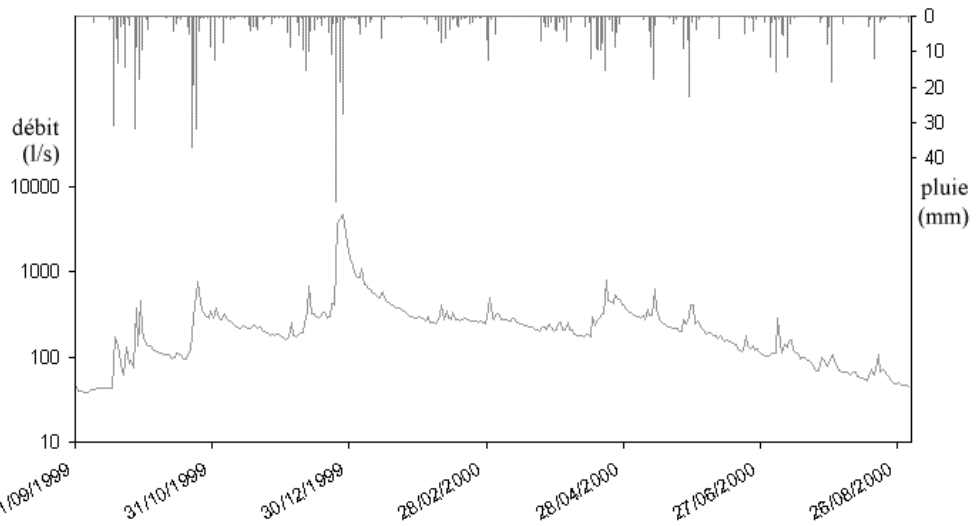


Figure 6.2 : Chroniques des précipitations à la station de Naizin et des débits journaliers à la station de jaugeage du Frémeur pour l'année hydrologique 1999-2000.

La répartition des occupations du sol, la localisation des applications d'herbicides de pré-levée du maïs pour le printemps 2000 et le classement des parcelles à risque pour les cultures de maïs sont présentés respectivement dans les figures 6.3, 6.4 et 6.5.

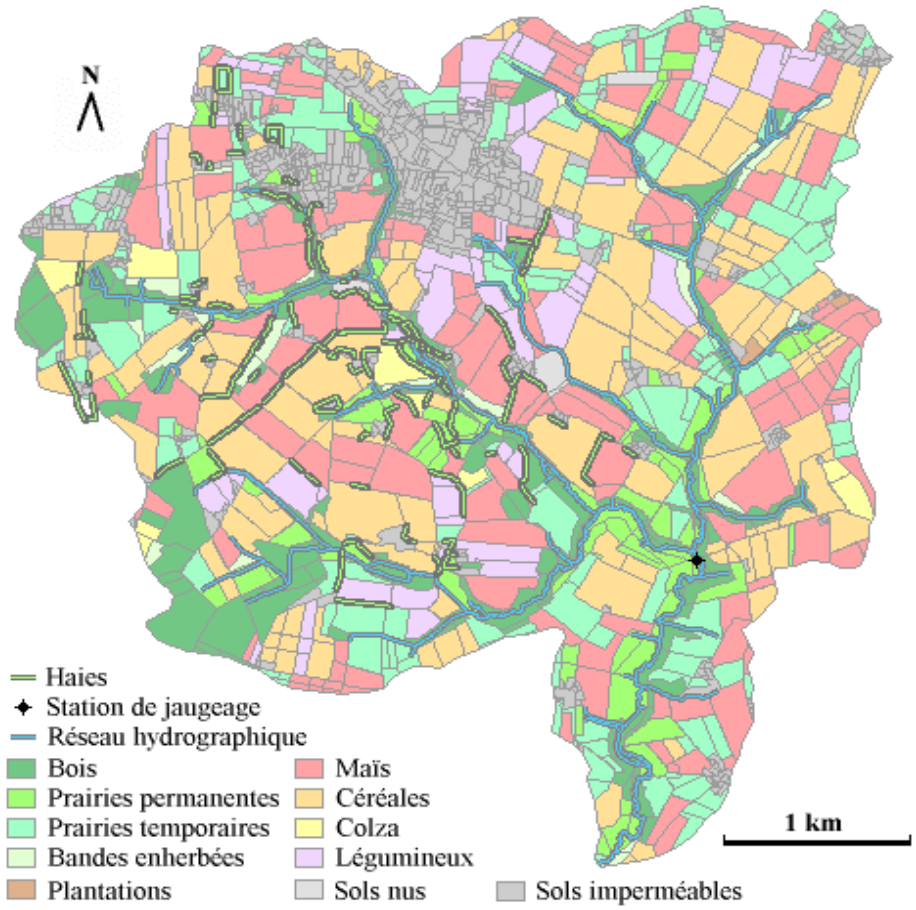


Figure 6.3 : Carte des occupations du sol, du réseau hydrographique et du réseau de haies sur le bassin versant du Frémeur au printemps 2000.

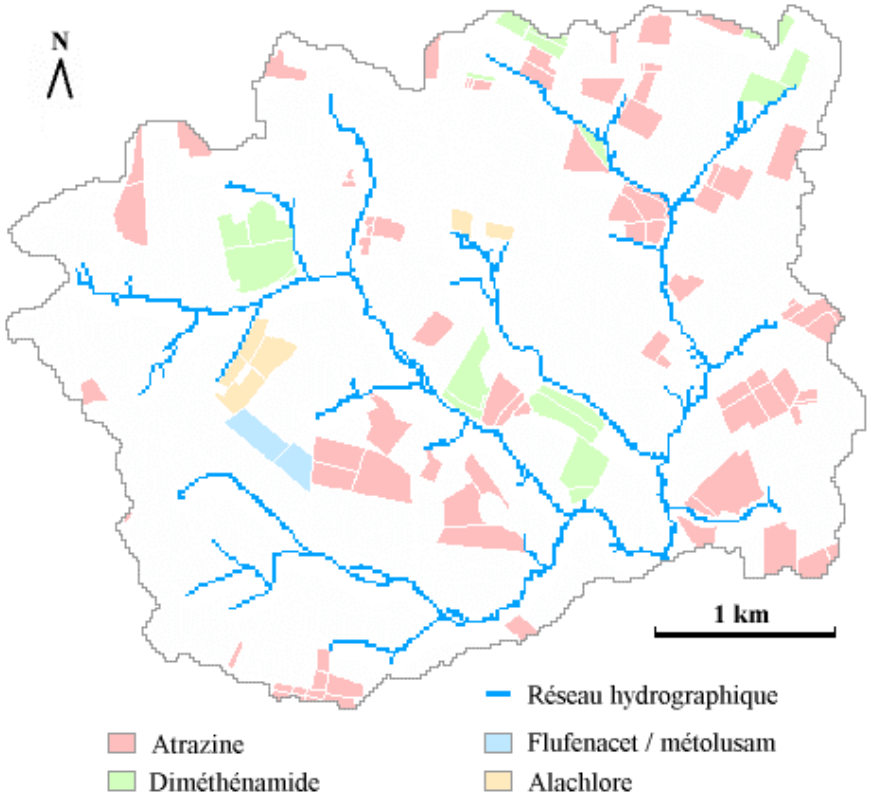


Figure 6.4 : Carte de répartition des applications d'herbicides de pré-levée du maïs pour le printemps 2000.

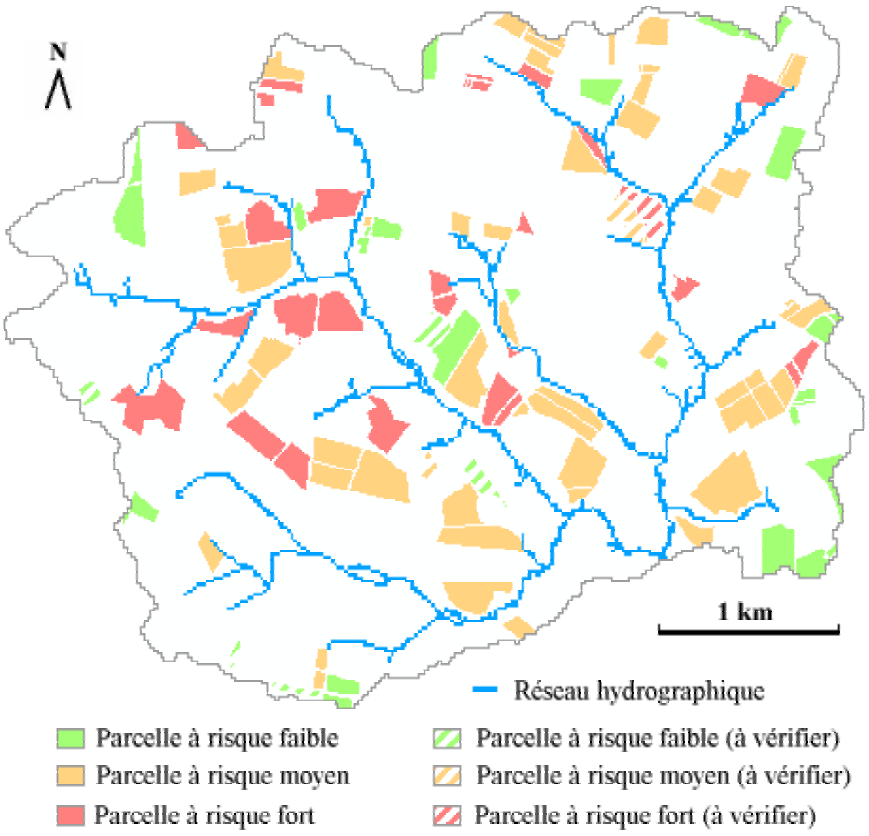


Figure 6.5 : Carte du classement des parcelles à risque réalisé en 1998 pour les cultures de maïs de la saison culturale de l'année 2000.

Le réseau hydrographique est assez bien protégé par des prairies, bandes enherbées ou surfaces boisées. Les parcelles de maïs sont principalement localisées à proximité du réseau hydrographique et sont en risque moyen ou fort. Pour l'année 2000, une grande partie des parcelles en maïs est traitée en atrazine, représentant presque 60 % des surfaces traitées dont les deux tiers sont uniquement traitées avec ce produit. La stratégie de post-levée utilisant un mélange de sulcotrione, bromoxinil et nicosulfuron vient en deuxième position avec 20 % des surfaces traitée. Le diméthénamide est un produit utilisé en pré-levée sur plus de 15 % de la surface traitée et généralement en association avec d'autres produits.

Nous avons pris comme exutoire du bassin versant la station de jaugeage du Frémeur (figure 6.3). L'arbre de drainage intègre les corrections sous contraintes de réseau hydrographique et celles liées au réseau de haies. Il n'intègre pas le réseau de fossés qui n'a pas été complètement finalisé et pris en compte dans le modèle. Nous avons pris les données du printemps 2000 concernant les pratiques des agriculteurs pour les cultures de maïs, pour les dates de semis, les dates d'applications des différents herbicides, les molécules actives et les doses appliquées. Nous avons pris une teneur en matières organiques de 40 $g.kg^{-1}$ pour toutes les parcelles. Les caractéristiques des molécules actives utilisées sur ce bassin versant ont été déterminées à partir de la base de données Agritox de l'INRA (INRA, 2005) (tableau 6.1). La proportion d'herbicides mobilisables dans le sol pour les transferts de subsurface et de ruissellement a été fixée à un dixième du stock total d'herbicides présents.

Nom de la molécule	**Coefficient de partage sol/eau (cm^3/g)**	**Demie-vie à 50 jours (j)**
alachlore	130	10
atrazine	100	60
bentazone	51	12
bromoxynil_ester	639	5
bromoxynil_phenol	180	5
dicamba	30	20
diméthénamide	260	20
flufenacet	400	43
fluroxypyr	65	50
isoxaflutole	130	4
mesotrione	300	7
métolusam	150	25
nicosulfuron	20	10
prosulfuron	22	30
sulcotrione	6	3

Tableau 6.1 : Caractéristiques des molécules actives utilisées dans le modèle à partir de la base de données Agritox (INRA, 2005).

1.2 Les entrées et sorties du modèle

Les données d'entrées du modèle sont de cinq types :

- les fichiers comprenant les données relatives aux caractéristiques des produits commerciaux et aux molécules actives comprenant :
  - pour chaque produit, son nom avec le nombre de molécule active dans ce produit, le nom des molécules actives et leur proportion dans le produit,
  - pour chaque molécule active, son nom, son Koc et sa demi-vie ;
- les fichiers de chroniques des actions menées sur les parcelles et des caractéristiques de ces parcelles comprenant son occupation du sol, sa date de semis, sa teneur en matière organique et les différentes applications de produits (nom de la molécule active, sa dose et sa date d'application) ;
- les fichiers des chroniques climatique et hydrologique comprenant les précipitations horaires, les températures, l'évapotranspiration potentiel et les débits journaliers ;
- les fichiers raster du bassin versant comprenant le MNA au pas de 20 mètres, le fichier du cadastre du bassin versant identifiant les parcelles, le fichier binaire de localisation des rivières et le fichier de localisation des bandes enherbées ;
- les fichiers de paramètres nécessaires au fonctionnement du modèle comprenant :
  - les valeurs pour la simulation (date de début de la simulation, durée de la simulation, taille des mailles du raster, coordonnées de l'exutoire du bassin versant),
  - les valeurs sur les caractéristiques hydrologiques globale du bassin versant (paramètres de la fonction reliant le débit à l'indice topographique seuil pour une profondeur donnée) et les coefficients de partage entre infiltration et ruissellement (tableaux experts permettant de déterminer la pluie d'imbibition et le seuil d'infiltrabilité, seuils d'évolution de la rugosité, de l'état structural du sol et du couvert végétal en fonction du cumul pluviométrique),
  - les valeurs liées aux transferts d'herbicides par les écoulements de surface et de subsurface (profondeur d'interaction avec le ruissellement, coefficient de partage, valeurs d'abattement utilisées dans le tableau expert permettant d'estimer la fraction d'herbicides lessivés arrivant à la nappe, les coefficients de vidange pour chaque classe de profondeur de nappe).

Les sorties du modèle sont journalières et sont connues pour chaque exutoire de parcelle pour les transferts liés au ruissellement et au niveau de l'exutoire du bassin versant pour les transferts liés aux écoulements de subsurface. Pour chaque exutoire de parcelle, il est possible d'avoir les volumes cumulés d'eau infiltrée et ruisselée avant et après une bande enherbée, les quantités d'herbicide infiltré et ruisselé avant et après une bande enherbée et la

dose d'herbicide restante dans le sol. Au niveau de l'exutoire du bassin versant, nous avons, en plus, les quantités d'herbicide arrivant à la rivière et les stocks restants pour chaque classe de profondeur de nappe. Des sorties annexes permettent d'avoir des renseignements sur les caractéristiques invariables dans le temps de chaque exutoire de parcelle tels que son type d'exutoire, ses différents types de surfaces contributives, sa surface en bandes enherbées, ses pourcentages de différentes classes d'indice topographique par classe de 0,5 ou ses caractéristiques à chaque pas de temps tels que le pourcentage de surface saturée alimentée ou non par l'amont et l'état de surface du sol. Des sorties spatialisées sont générées tels que l'arbre d'exutoire de parcelle.

Les différentes données d'entrées du modèle peuvent être aussi classées en fonction de leur niveau d'organisation dans le bassin versant (figure 6.6).

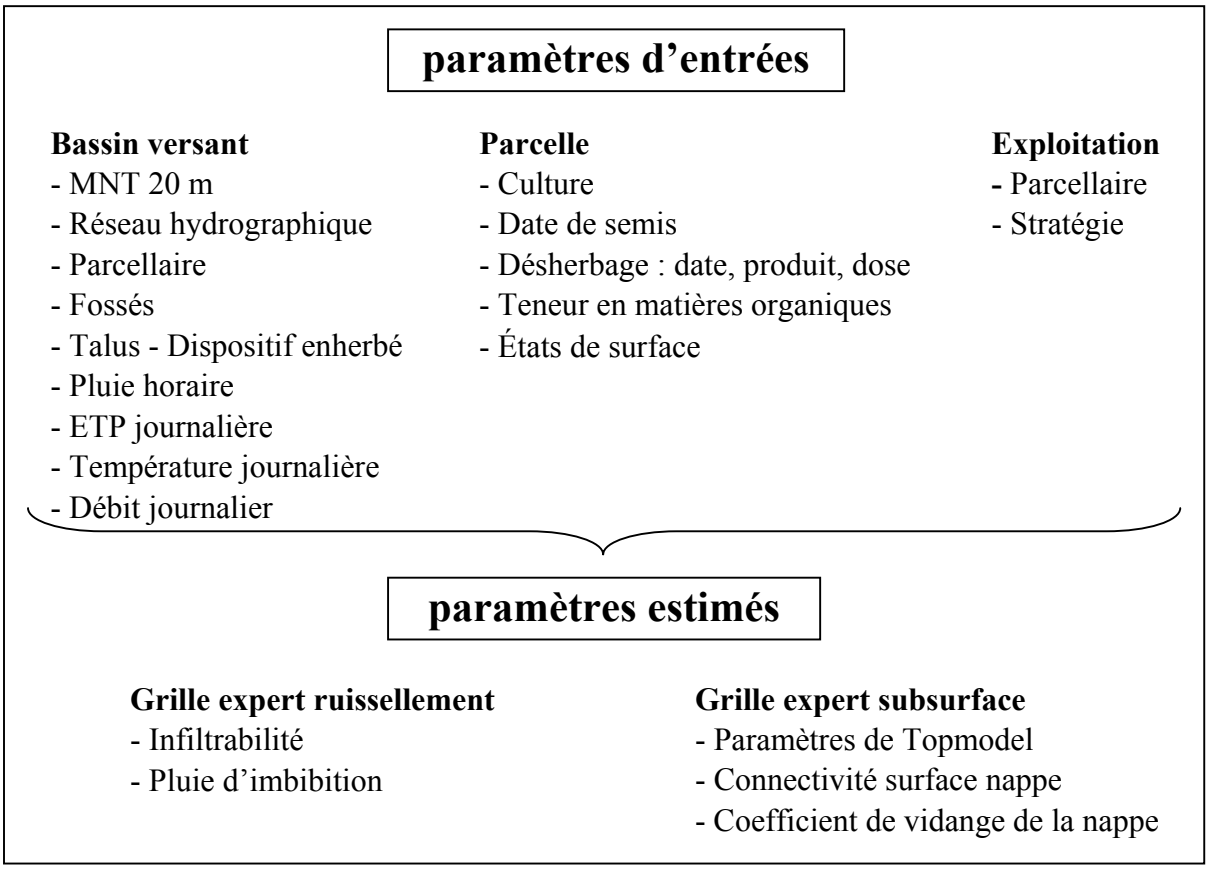


Figure 6.6 : Synthèse des données d'entrées du modèle.

La plupart des données d'entrées est accessible. Ces données sont levées et donc connues dans la plupart des bassins versants du programme BEP. Les données sur l'emplacement des talus et des dispositifs enherbés, les chroniques de pluies horaires au niveau d'un bassin versant sont peu connues. Au niveau des parcelles, la teneur en matière organique et les états de surface du sol sont aussi mal connus. Ceci nécessite des levés de terrain facilement réalisables mais longs, ou des approximations à partir de données proches du bassin versant étudié. Ces levés ou approximations apparaissent cependant assez accessibles et fondés. Par contre, l'estimation des paramètres des grilles expertes apparaît encore peu fondée expérimentalement, surtout celle pour les paramètres liés au transfert par subsurface. Elle nécessiterait des études approfondies.

1.3 Résultats

Nous nous limitons aux résultats du modèle sur les transferts de l'atrazine. Malgré l'interdiction actuelle de cette molécule, nous l'avons choisie pour deux raisons :

- cette molécule est la plus présente sur le bassin du Frémeur pour la saison culturale étudiée ;
- les données sur les concentrations d'herbicides à la sortie du bassin par prélèvements manuels sont sur les triazines.

Les chroniques de concentrations journalières et de quantités d'atrazine journalières modélisées à l'exutoire du bassin versant sont présentées dans la figure 6.7. Elles débutent le 1er avril, avant les applications d'atrazine effectuées vers le 15 avril, et se terminent le 1er septembre, avant les récoltes. C'est sur cette période de quatre mois que les contaminations sont les plus fortes. De plus, il n'y a pas eu de prélèvements d'eau sur le bassin versant pour analyse après le 4 juillet. Les concentrations simulées en atrazine de l'écoulement de subsurface ne dépassent pas les 0,01 µg/l. Les concentrations simulées en atrazine par ruissellement ne dépassent pas 15 µg/l et elles sont liées à quelques jours.

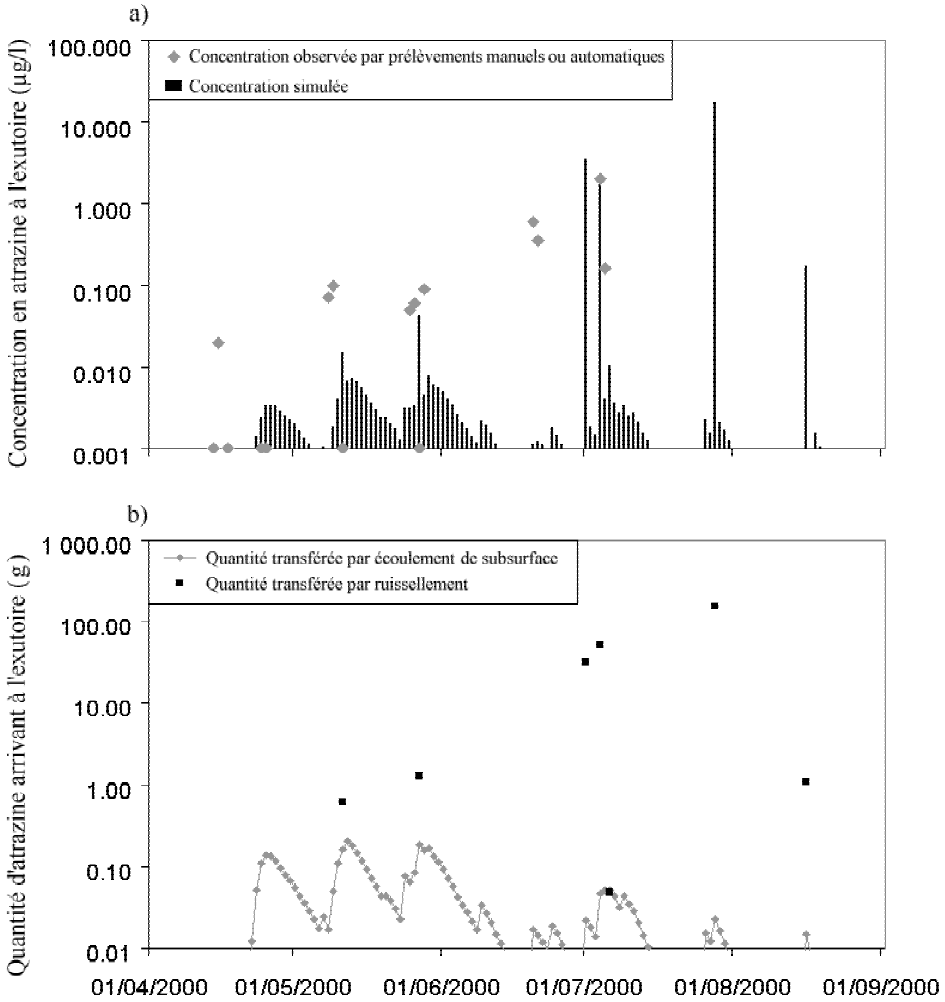


Figure 6.7 : Chroniques a) des concentrations journalières simulées et des concentrations observées et b) des quantités d'atrazine journalières simulées à l'exutoire du bassin versant.

Les quantités d'atrazine transférées par ruissellement et par écoulement de subsurface viennent de certaines parcelles. Nous avons choisi de regarder la date du 11 mai, date de la première contamination en atrazine du réseau hydrographique par des transferts de ruissellement, et les dates du 1er et du 4 juillet, dates de fortes contaminations en atrazine (figures 6.8, 6.9 et 6.10).

Les surfaces ruisselantes pour la première date du 11 mai sont principalement situées sur des zones imperméables. Les autres sont situées soit en aval des zones imperméables, soit sur des zones saturées. Les surfaces au 1er juillet sont plus nombreuses que pour le 11 mai mais moins nombreuses que pour le 4 juillet. Les nouvelles surfaces ruisselantes des deux dernières dates se trouvent principalement sur des parcelles cultivées. De forts flux de ruissellement se trouvent au niveau des surfaces imperméables. En dehors de ces zones, les lames d'eau ruisselée journalières sont généralement inférieures à 5 mm.

Les différentes cartes de la figure 6.9 montrent des zones de transfert par ruissellement de l'atrazine de plus en plus importantes au fils du temps. La moitié de ces zones ne sont pas connectées au réseau hydrographique.

La plupart des parcelles traitées à l'atrazine sont observées sur des zones où la profondeur du toit de la nappe est supérieure à 3 mètres. En dehors de ces zones où la nappe est profonde, les zones où la nappe se situe entre 0,3 et 1 mètre sont les plus fréquentes. Ces zones contribuent à la majeure partie des quantités d'atrazine transférées par l'écoulement de subsurface. Ces quantités sont faibles par rapport à celles transférées par ruissellement.

Nous remarquons que le modèle donne un poids largement dominant au ruissellement (98 % des quantités arrivant à l'exutoire) dans la contamination du réseau hydrographique sur celui des écoulements de subsurface. Nous observons, dans les résultats de simulation que les contaminations par la subsurface tendent à diminuer avec le temps alors que ceux par ruissellement augmentent au départ puis diminuent. Sur ces 4 mois, la quantité totale simulée de produit arrivant à l'exutoire représente 0,2 % des quantités épandues sur le bassin versant.

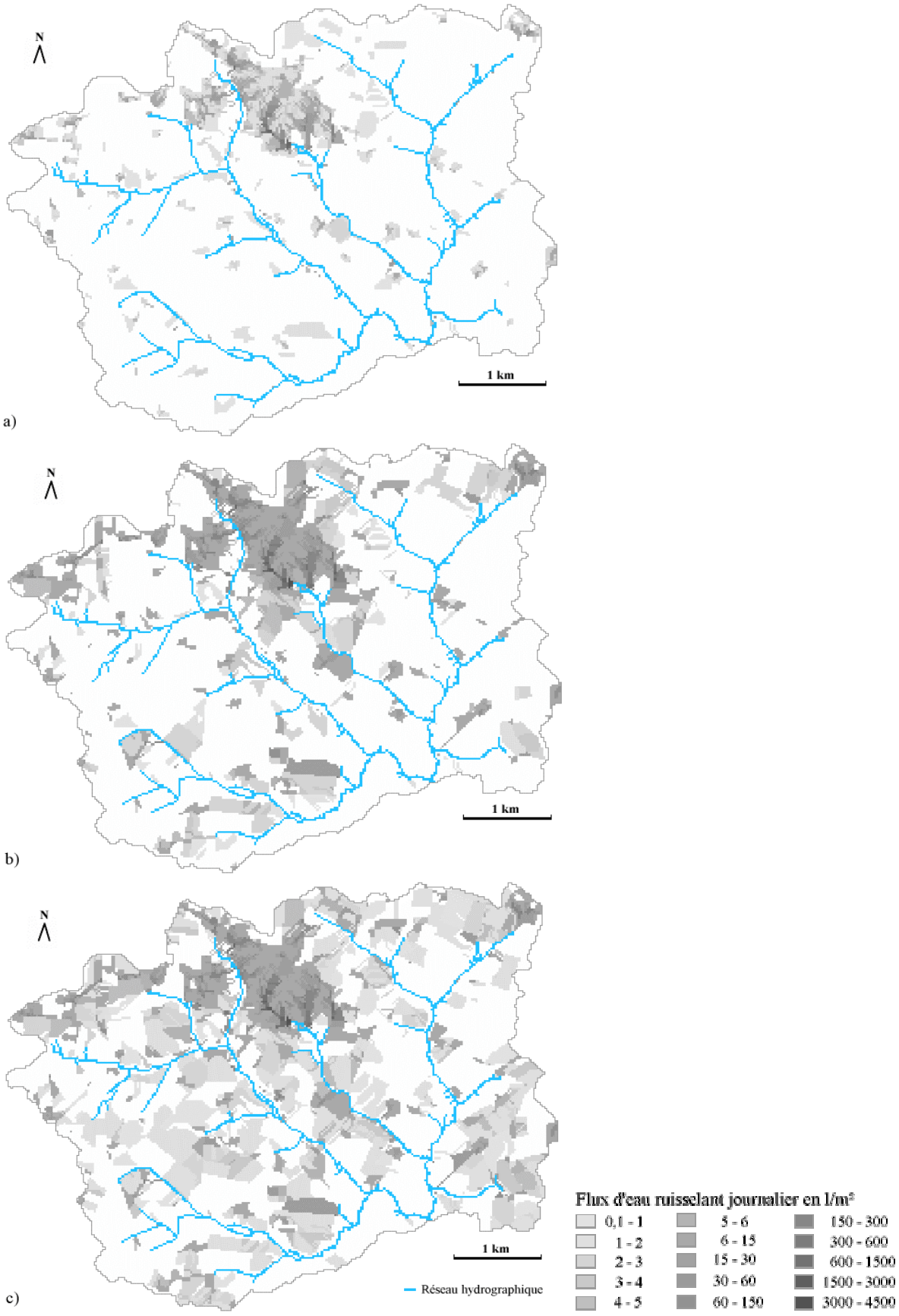


Figure 6.8 : Cartes des flux cumulés journalier d'eau simulés pour le ruissellement sur le bassin versant du Frémeur pour a) le 11 mai, b) le 1er juillet et c) le 4 juillet.

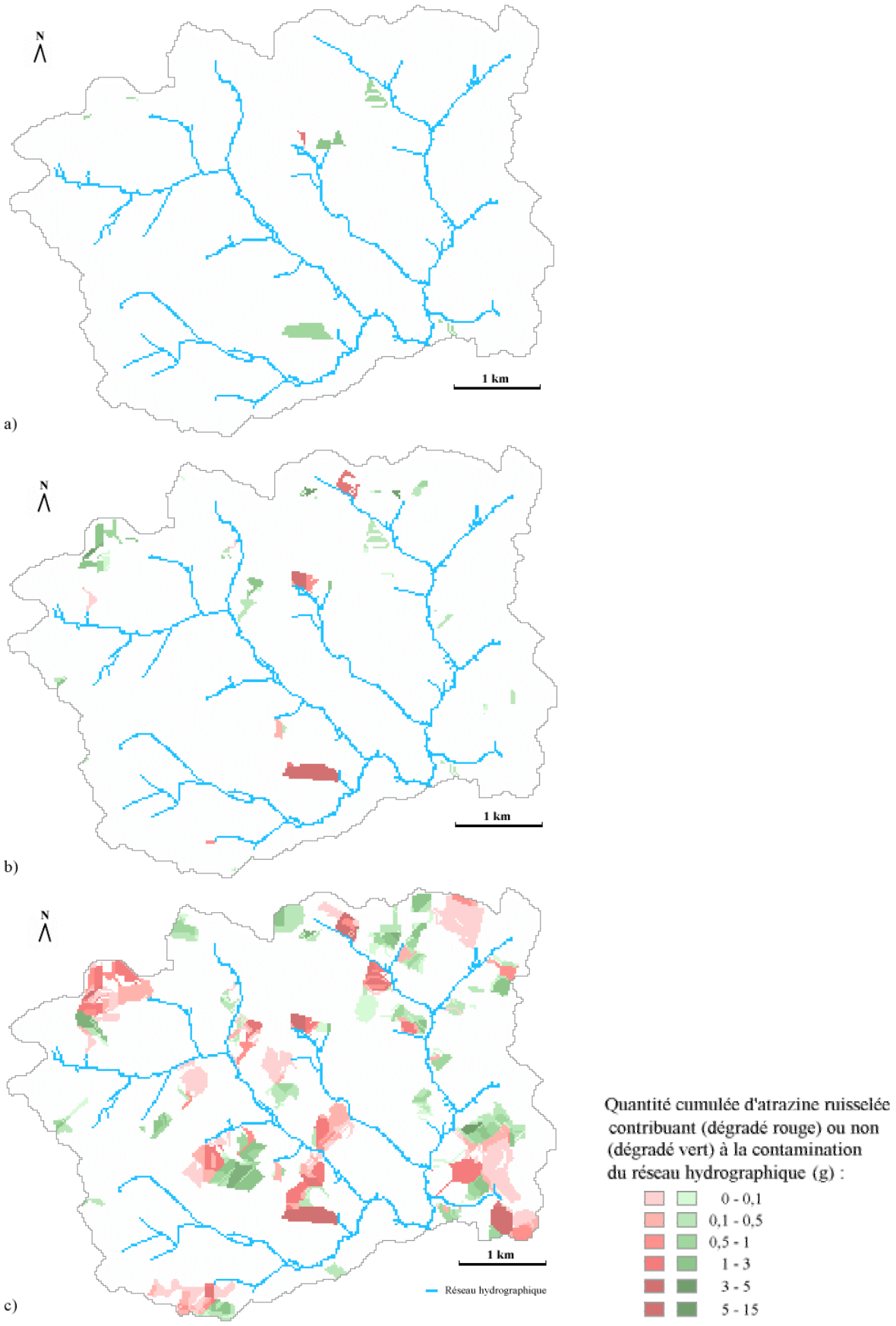


Figure 6.9 : Cartes des quantités cumulées journalières simulées d'atrazine ruisselée sur le bassin versant du Frémeur pour a) le 11 mai, b) le 1er juillet et c) le 4 juillet.

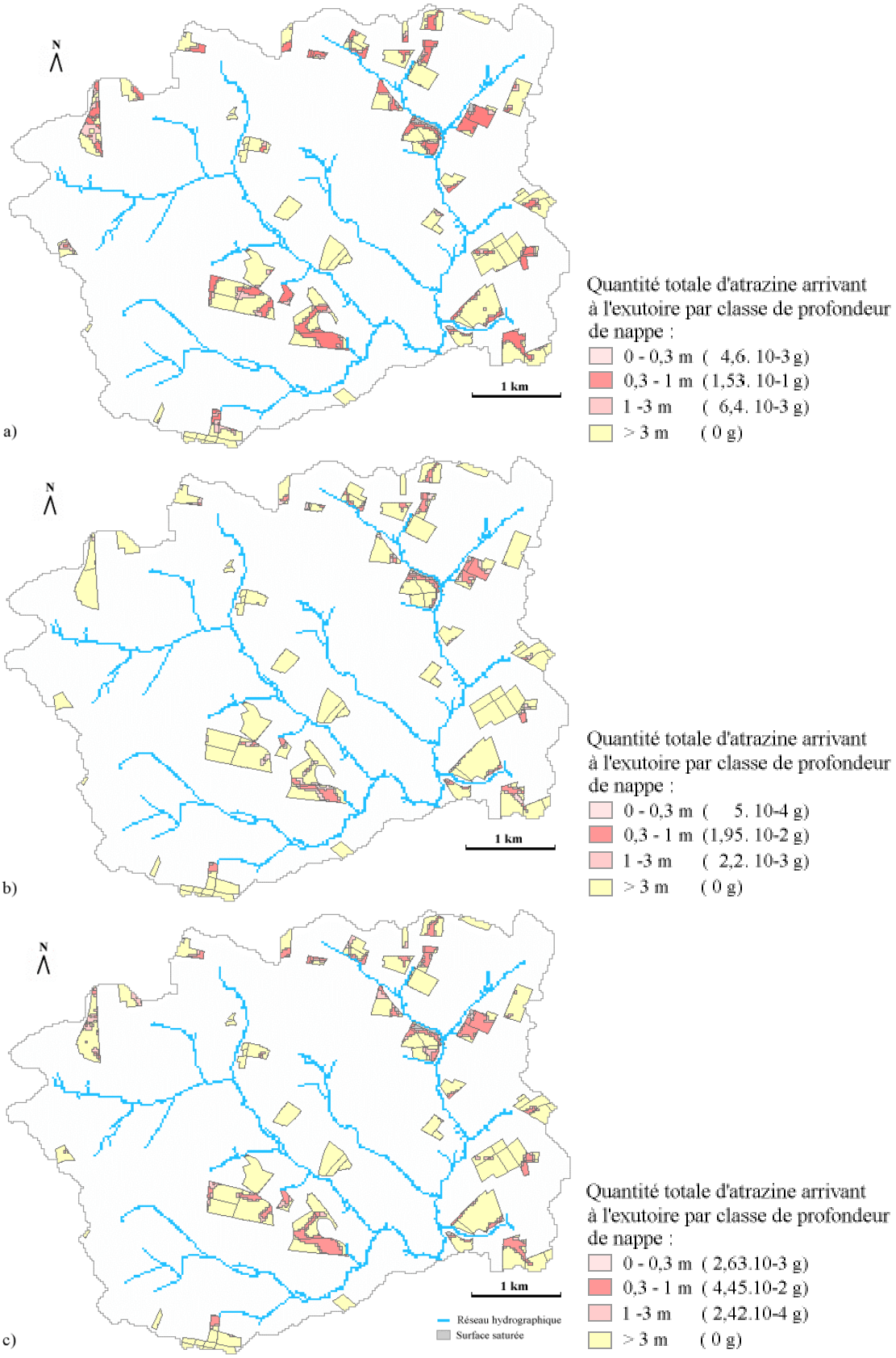


Figure 6.10 : Cartes des quantités totales journalières d'atrazine arrivant à l'exutoire du bassin versant du Frémeur par classe de profondeur de nappe pour a) le 11 mai, b) le 1er juillet et c) le 4 juillet.

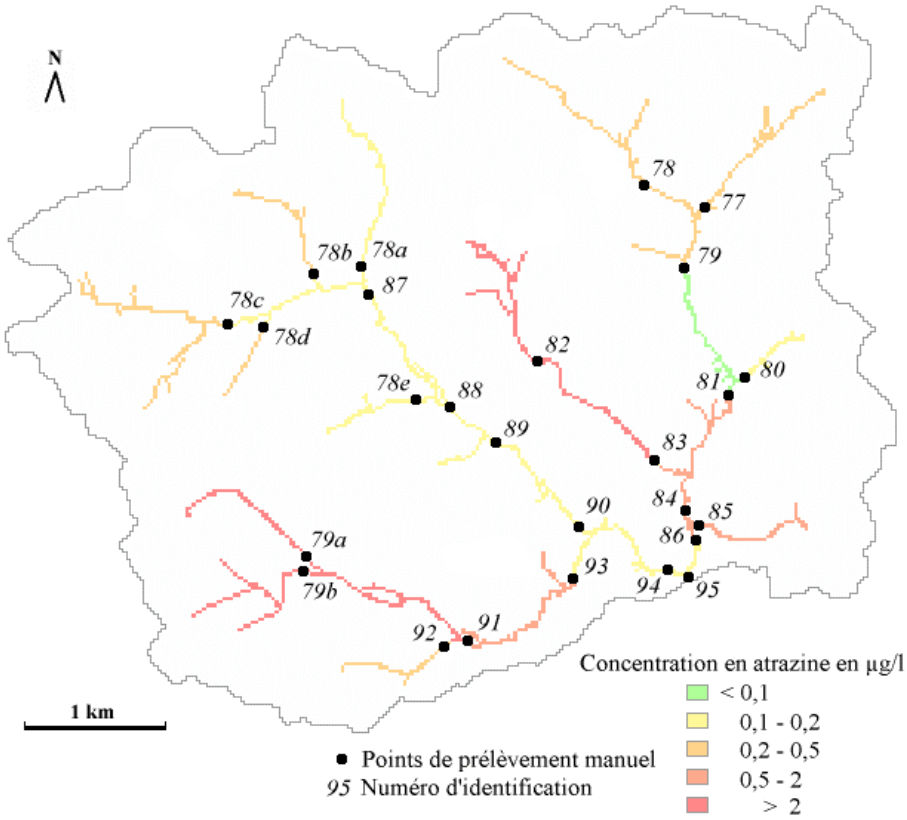


Figure 6.11 : Carte des concentrations observées en triazines pour les prélèvements manuels du 4 juillet 2000 (la concentration est celle du point mesuré et reportée sur tout son amont tant qu'il n'y a pas de nouvelle mesure).

La carte 6.11 montre que les fortes concentrations en triazines se situent principalement sur les bassins versants de premier ordre.

1.4 Discussion

1.4.1 L'analyse des résultats quantitatifs

Les résultats simulés et ceux observés sont difficiles à comparer pour deux raisons principales :

- les données climatiques utilisées dans le modèle sont celles de la station de Naizin. Même si cette station n'est située qu'à une vingtaine de kilomètres du site d'application, les précipitations ne sont pas forcément identiques car, au printemps et en été, les pluies ont un caractère orageux et donc local. Par exemple, un pic de crue est observé le 20 juin alors que les données pluviométriques ne montrent pas de précipitations ce jour là. Inversement, le 1er juillet, de fortes pluies sont prise en compte dans la simulation alors qu'il n'y a pas de pic de crue sur le Frémeur ;
- les concentrations observées sont réalisées au pic de crue avec un seul prélèvement alors que les concentrations simulées sont moyennées sur la journée.

Malgré ces difficultés, les concentrations simulées pour trois des six dates de prélèvement suivent la même tendance que celles observées. Généralement, les concentrations d'herbicides sont de plus en plus faibles au cours du temps, du fait d'une diminution du stock d'herbicides présent dans le sol et d'une augmentation de la proportion d'herbicides peu mobilisables. Or, nous remarquons que les concentrations observées augmentent sur les trois premiers mois. Nous remarquons la même augmentation pour les concentrations simulées. Le poids du ruissellement dans la contamination du réseau hydrographique domine largement sur celui des écoulements de subsurface. L'accroissement des surfaces ruisselantes, et surtout de celles en culture peut expliquer ce phénomène. L'accroissement des surfaces ruisselantes est dû à la dégradation des états de surface qui ont une infiltrabilité de plus en plus faible avec le cumul des pluies depuis le dernier travail du sol.

Nous observons (figure 6.7) que les contaminations simulées pour la subsurface tendent à diminuer avec le temps, alors que celles pour ruissellement augmentent. En général, les observations réalisées sur les chroniques de concentrations en herbicides à l'exutoire des bassins versants montrent que les pics de pollution sont généralement décalés par rapport au pic de crue et étalés sur un à plusieurs jours après un événement pluvieux. Ces observations tendent à montrer que le poids des écoulements de subsurface n'est pas négligeable. Sur le bassin versant du Frémeur, les concentrations en herbicides sont faibles voire nulles les jours après les pics de crue. La part des écoulements de subsurface, dans ce cas, peut s'expliquer par des transferts très rapides d'herbicides par cette voie de l'ordre de la journée ou par un poids négligeable de ce type de transfert. Des analyses plus détaillées au niveau du pic de crue sur des prélèvements automatiques montrent des concentrations en atrazine notables les quelques heures suivant le pic de crue (figure 6.12). Il semble alors que le poids des écoulements par subsurface soit sous estimé et que celui du ruissellement soit surestimé par le modèle.

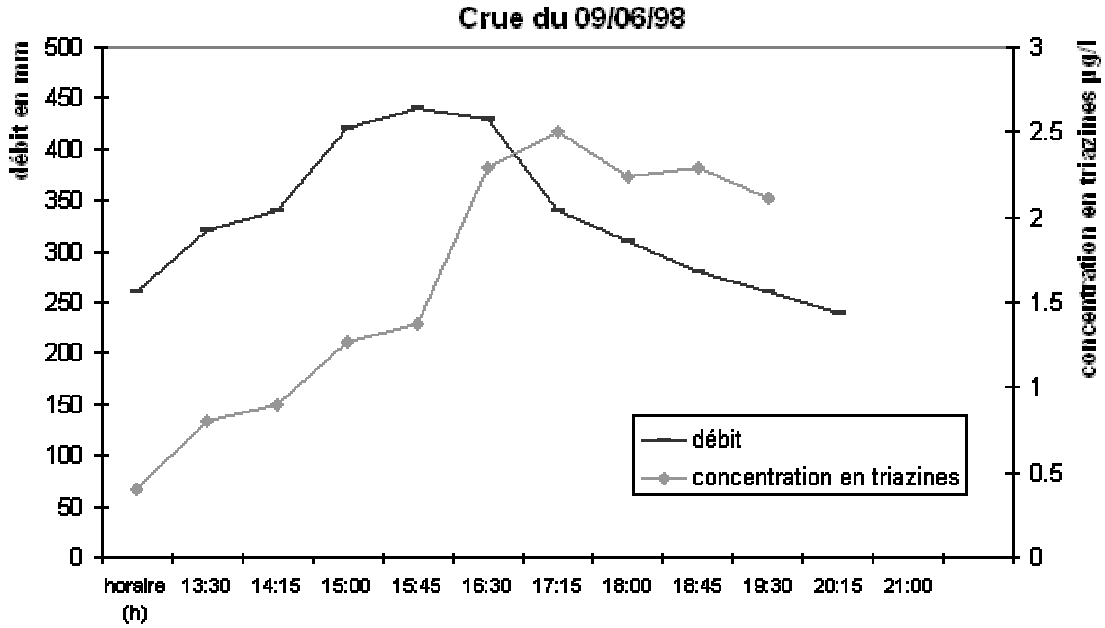


Figure 6.12 : Chroniques des débits et concentrations horaires observés à l'exutoire du bassin versant lors de la crue du 9 juin 1998.

La carte de la contamination en triazines du réseau hydrographique telle qu'elle a été observée le 4 juillet (figure 6.11) peut être comparée aux quantités d'atrazine transférée par ruissellement vers le réseau hydrographique (figure 6.9c). Cette comparaison est limitée car nous ne connaissons pas les débits en chaque point de prélèvement. Nous pouvons, cependant, remarquer que le modèle simule de fortes quantités d'atrazine arrivant au réseau hydrographique pour les bassins versants des points de prélèvement où se situe de fortes concentrations, comme aux points 77, 78, 78b, 82, 83, 85 et 92. Nous constatons, par contre, aussi de fortes concentrations aux points 79a, 79b et 91, alors qu'il n'y a pas d'applications d'atrazine sur leur bassin versant respectif. Ces fortes concentrations seraient alors dues à des pollutions ponctuelles. Nous observons que les points de prélèvement numéro 87 à 90 ont de faibles concentrations en triazines alors que de fortes quantités d'atrazine arrivant au réseau hydrographique sont simulées. Cette contradiction peut être expliquée par les différences de débit entre ces points et les autres points de prélèvement. En effet, les points numérotés de 87 à 90 se trouvent sur le bras principal du Frémeur. Les débits y sont plus élevés, ce qui explique peut être une dilution des concentrations.

Malgré les données disparates présentes sur ce bassin versant et le faible calibrage effectué sur le modèle, nous pouvons voir que les résultats de la modélisation présentent une certaine cohérence avec les données observées.

Un des objectifs est de déterminer quels scénarii vont permettre d'améliorer la qualité de l'eau vis à vis des herbicides. Il faut pour cela analyser les résultats de la modélisation de manière synthétique, agrégeant sur la période d'étude, des résultats de contamination des eaux simulés. Nous proposons dans ce but une grille de classement de la contamination de l'eau (tableau 6.2). Cette grille prend en compte la fréquence des forts pics de contamination et leur intensité ainsi que le cumul de contamination sur la période d'étude (4 mois), ce cumul pouvant être liée à une contamination plus diffuse due au transfert par subsurface. La première classe de qualité d'eau représente un exutoire de bassin versant non contaminé. Les deux prochaines classes, délimitées par le seuil de potabilité, représentent un exutoire faiblement contaminé. La prochaine classe (classe 3) est délimitée par le seuil de potabilité pour le cumul des concentrations des différents produits détectés. Le seuil de la dernière classe est généralement utilisé pour les pics de contamination de forte intensité. Ce premier classement est majoré d'une classe lorsqu'il existe de fréquents pics de contamination dépassant les seuils de potabilité.

Cette grille pourrait être utilisée pour confronter les résultats de la modélisation aux observations.

Concentration du pic (µg/l)	**Nombre de pic**	**Cumul des concentrations (µg/l)**					
		0	0 – 0,01	0,01 – 0,1	0,1 – 0,5	0,5 – 2	> 2
0,1 – 0,5	0 – 2	0	1	2	3	4	5
	3 – 5				4	4	5
	> 5					5	5
> 0,5	> 3					5	5

Tableau 6.2 : Classe de qualité de l'eau vis à vis des herbicides en fonction du cumul des concentrations moyennes journalières pendant les 4 mois suivant les traitements et du nombre de pic de concentration dépassant les 0,1 µg/l et les 0,5 µg/l.

1.4.2 L'analyse spatio-temporelle du modèle

Nous allons maintenant nous attacher à analyser les aspects spatiaux et temporels du modèle. Les figures 6.13 et 6.14 détaillent une partie du bassin versant située en amont du point de prélèvement numéro 82. Sur ces figures, quatre cartes représentent l'arbre d'exutoires, l'occupation du sol, les types de surface contributive, les flux d'eau ruisselée et les quantités d'atrazine simulées pour le ruissellement à la date du 11 mai 2000. C'est à partir de ces figures que nous analyserons les fonctionnalités du modèle.

1.4.2.1 L'arbre d'exutoires et les surfaces contributives

L'arbre d'exutoires que nous avons développé permet de visualiser de manière explicite les chemins de l'eau à travers les parcelles. Il est plus simple qu'un arbre de drainage maillé. Nous voyons sur la figure 6.13b que la parcelle A possède trois exutoires différents allant vers des parcelles situées en aval ou vers le réseau hydrographique. L'exutoire 2 est alimenté par des exutoires localisés sur des parcelles situées en amont, celles-ci n'alimentent qu'une partie de la surface contributive de l'exutoire 2. Le ruissellement est alors concentré sur une surface plus restreinte, ce qui peut expliquer en partie la différence de ruissellement entre l'exutoire 1 et 2.

Le découpage en différents types de surface contributive permet aussi de localiser les chemins de l'eau provenant des parcelles situées en amont.

1.4.2.2 L'impact des zones en herbe et boisées

Les zones boisées ou en herbe ont un rôle important de zone tampon en limitant fortement la propagation du ruissellement provenant des parcelles cultivées ou des zones imperméables. Deux exemples de ce rôle sont observés sur la figure 6.13 au niveau des parcelles C et D. Les ruissellements provenant des exutoires 4 et 6 sont totalement infiltrés respectivement par la zone boisée de la parcelle F et par la bande enherbée de la parcelle E. Cette réinfiltration empêche ainsi la contamination du réseau hydrographique par l'atrazine transférée par ruissellement.

Nous pouvons voir sur la parcelle G de la figure 6.13a qu'une partie de cette parcelle ruisselle au niveau de l'exutoire 8. Or, cet exutoire est sur une parcelle boisée et n'est pas alimenté par des parcelles situées en amont. Ce ruissellement est généré par la présence d'une surface saturée. Ce phénomène peut limiter le rôle tampon des surfaces boisées et en herbe.

1.4.2.3 Le rôle des haies

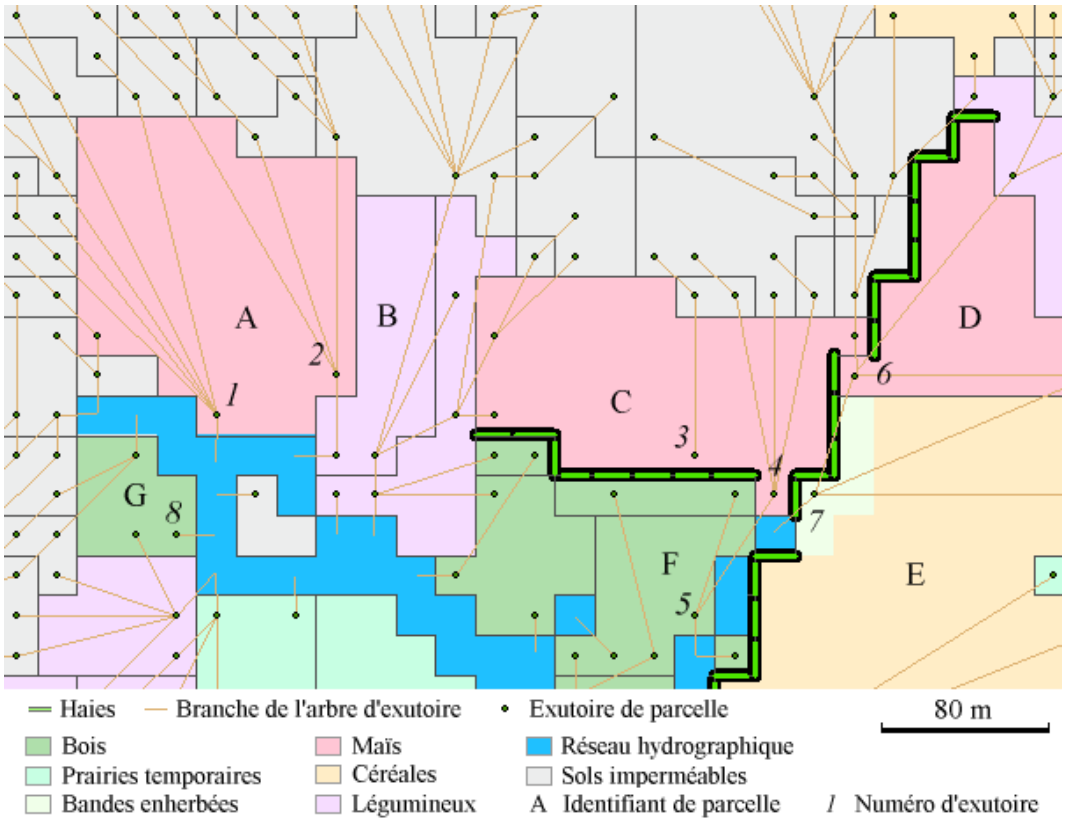
Les haies peuvent jouer deux rôles sur les chemins de l'eau. Elles peuvent infiltrer le ruissellement ou le réorienter. Un exemple du rôle d'infiltration du ruissellement est observé sur la parcelle C de la figure 6.13b où l'exutoire numéro 3 n'est pas connecté au réseau hydrographique et empêche ainsi le transfert d'atrazine par ruissellement vers le cours d'eau.

La réorientation des chemins de l'eau peut avoir deux effets sur le ruissellement. Elle va concentrer celui-ci le long de la haie, ce qui peut déclencher le ruissellement sur des parcelles situées en aval de cette haie en apportant des volumes d'eau importants. Inversement, la haie protège d'un apport de ruissellement les parcelles situées de l'autre côté de la haie, ce qui peut éviter le déclenchement d'un ruissellement sur ces parcelles. Un exemple de cet effet est illustré dans la figure 6.13a au niveau des parcelles C et D. L'exutoire 4 de la parcelle C est protégé du ruissellement de l'exutoire 6 de la parcelle D par la présence d'une haie. Par contre, le ruissellement de la parcelle D va s'écouler en totalité sur la parcelle E.

1.4.2.4 Les relations entre le classement des parcelles à risque et les parcelles contribuant à la contamination du réseau hydrographique

Nous pouvons remarquer entre la carte du classement des parcelles à risque de la figure 6.5 et les cartes de quantités d'atrazine ruisselée de la figure 6.9 que les premières parcelles contribuant à la contamination du réseau hydrographique sont des parcelles à risque moyen ou fort. Par contre, pour la date du 4 juillet, plusieurs parcelles à risque faible contribuent à la contamination du réseau hydrographique. Une des raisons peut venir du fait que le réseau de fossés n'est pas intégré en l'état du développement du modèle. Le ruissellement des surfaces imperméables, au lieu de se déverser dans les fossés, se déverse sur les parcelles cultivées provoquant une surestimation du ruissellement.

a)



b)

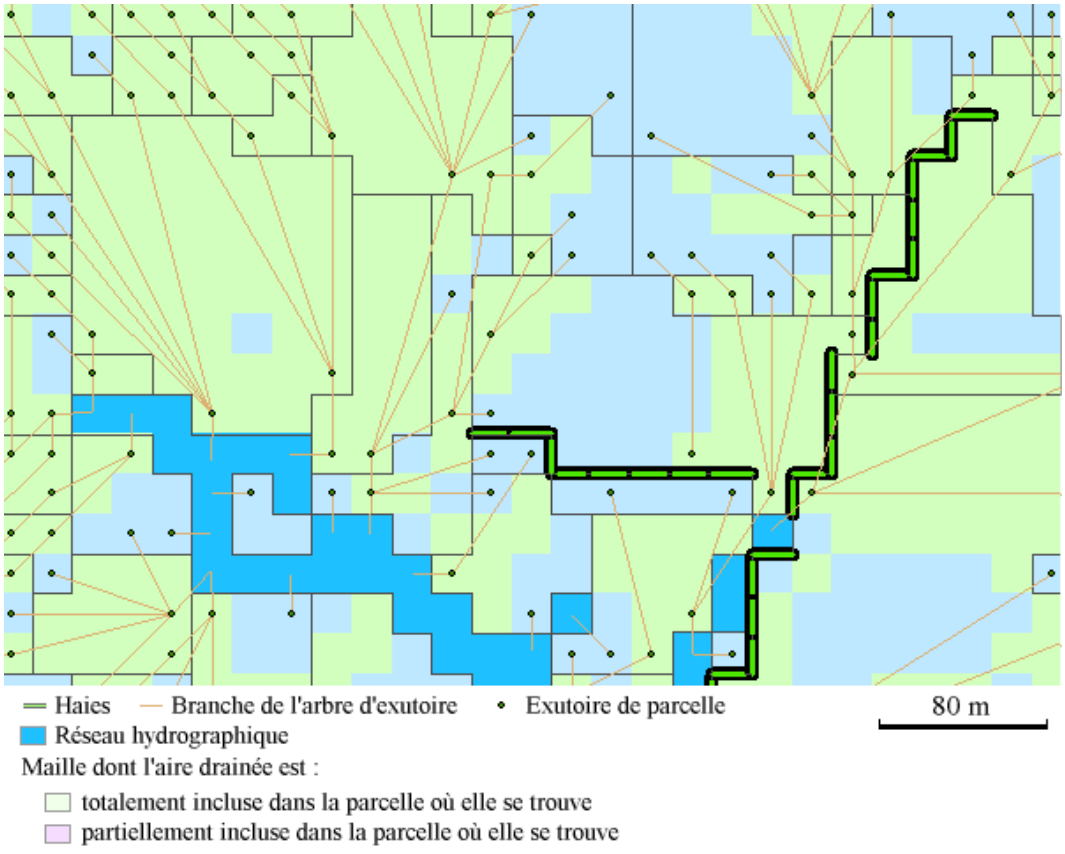


Figure 6.13 : Détail d'une partie du bassin versant visualisant l'arbre d'exutoires de parcelles, a) l'occupation du sol, b) les types de surface contributive.

a)

b)

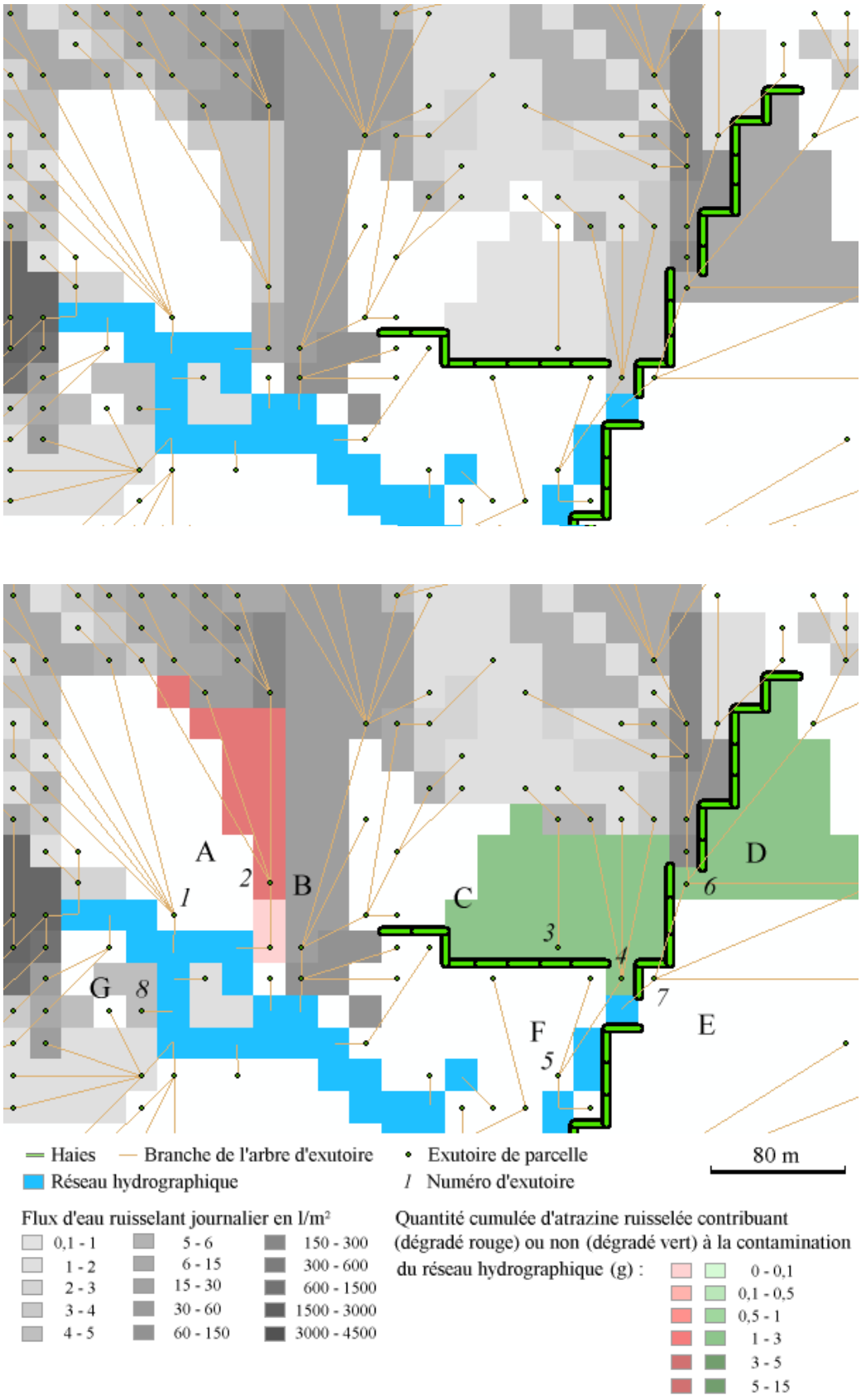


Figure 6.14 : Détail d'une partie du bassin versant visualisant l'arbre d'exutoires de parcelles, a) les flux d'eau ruisselée et b) les quantités d'atrazine transférée par ruissellement à la date du 11 mai.

2 L’application du modèle décisionnel

Une première application du modèle décisionnel est réalisée pour simuler les dates de semis des différentes parcelles de maïs sur le bassin versant. La date de semis est importante car elle détermine en grande partie les dates de désherbages qui vont être choisies sur les parcelles.

2.1 Création des scénarii

La simulation est réalisée avec les caractéristiques des exploitations du bassin versant du Frémeur. Nous avons pris les données de l’année 2000 pour localiser les exploitations et leurs parcelles en maïs. Il y a 148 parcelles réparties sur 37 exploitations représentant 425 ha de maïs. Les exploitations ont entre 2 et 12 parcelles en maïs, soit entre 1 à plus de 40 ha de maïs par exploitation.

Les paramètres de la simulation sont simplifiés et uniformes pour toutes les parcelles et exploitations. Nous avons choisi :

- un temps maximum de travail par jour de 8 heures ;
- un seuil de pluie journalière de 2 mm au-delà duquel l’agriculteur ne sème ni ne traite ;
- un temps de retour au champ de 2 jours après une pluie supérieure à 2 mm, en considérant que toutes les parcelles sont localisées sur un versant ;
- que chaque exploitation ait une machine pour le semis.

L’itinéraire technique de désherbage choisi est de type pré-levée avec :

- une date d’ouverture pour le semis précoce le 2 avril ;
- une date d’ouverture pour le semis tardif le 29 avril ;
- une date d’ouverture pour le désherbage à la date du semis.

Nous avons simulé deux types de scénarii :

1. un scénario où la date d’ouverture du semis est précoce sur toutes les parcelles ;
2. un scénario où 80 % de la superficie en maïs est en semis précoce et où 20 % de la superficie restante est en semis tardif ce qui peut correspondre au cas des parcelles plus humides ou de cultures tardives. Ce pourcentage est variable d’une exploitation à l’autre, car une seule date d’ouverture est associée à une parcelle.

Ces scénarii sont simulés pour les neuf années climatiques acquises à la station météorologique de Naizin.

2.2 Résultat et discussion

Les résultats pour les dates de semis simulées par le modèle décisionnel sur les neuf années sont synthétisés dans la figure 6.15 pour le scénario 1, où toutes les parcelles sont en semis précoce, et dans la figure 6.16 pour le scénario 2 où 80 % de la superficie en maïs est en semis précoce et où 20 % de la superficie restante est en semis tardif. La première et la dernière date de semis de chaque année culturale sont représentées. Une date moyenne pondérée par le nombre de parcelles semées pour chaque date est calculée.

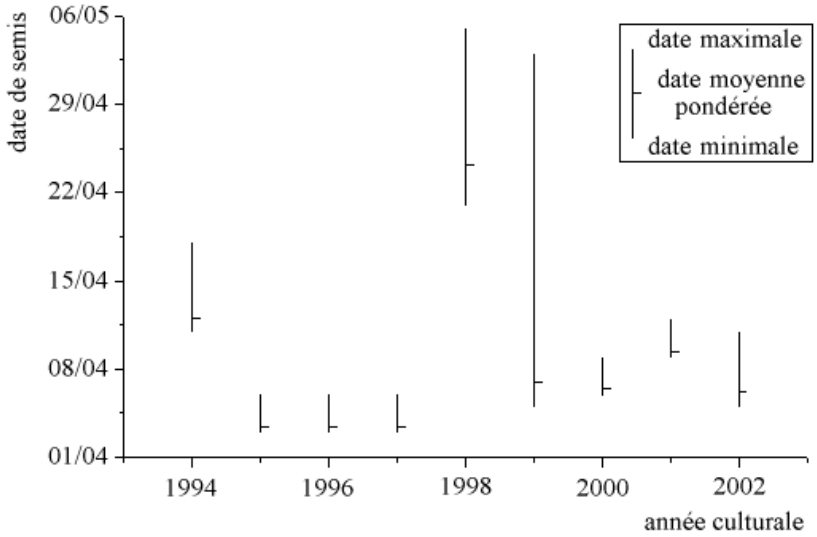


Figure 6.15 : Répartition dans le temps des dates de semis de maïs simulées sur le bassin versant du Frémeur en fonction des années climatiques pour le scénario 1.

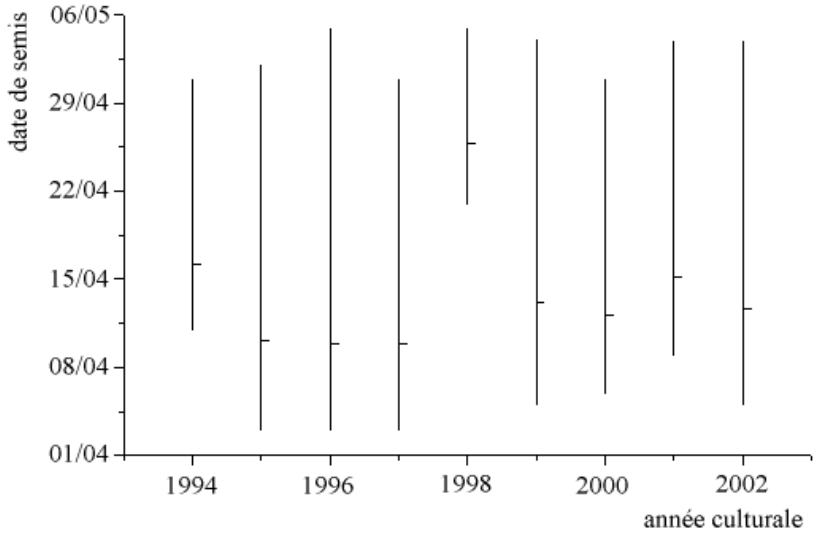


Figure 6.16 : Répartition dans le temps des dates de semis de maïs simulées sur le bassin versant du Frémeur en fonction des années climatiques pour le scénario 2.

Nous remarquons que les dates de semis pour le scénario 1 sont généralement très regroupées autour de la première date de semis et s'étalent sur 5 à 10 jours, à l'exception des années 1998 et 1999 où l'étalement des dates dans le temps est respectivement de 14 et 28 jours. Les premiers semis se font généralement dans la première semaine d'avril et l'ensemble des semis se fait dans la première quinzaine d'avril. Pour le scénario 2, l'étalement des dates de semis dans le temps est beaucoup plus important que pour le scénario 1. Il est de l'ordre du mois. La date moyenne pondérée se situe généralement vers la fin du premier quart entre la première et la dernière date.

Les premiers semis ont lieu lors de la première journée dont la pluviométrie des deux jours précédents n'a pas dépassé le seuil de pluie de 2 mm. Si des pluies interviennent peu de temps après les premiers semis, l'étalement dans le temps des dates sera plus important. Nous voyons que ce sont les chroniques climatiques qui vont déterminer le déclenchement des semis et de l'étalement plus ou moins prononcé des dates de semis entre chaque année. Cependant, cette variabilité due aux chroniques climatiques est généralement faible, à l'exception de l'année 1998. Elle décale les semis de quelques jours. S'il n'y a pas de précipitations pouvant perturber les travaux de semis, l'étalement des semis dans le temps est de cinq jours. Ces simulations concordent avec le constat du responsable du bassin versant du Frémeur qui situe les dates de semis de maïs dans la première quinzaine d'avril, avec la majeure partie des dates de semis se situant dans la même semaine.

Ces résultats sont vraisemblables et indiquent une variabilité temporelle modérée sur une saison culturale et sur plusieurs années, sauf pour des années exceptionnelles (1 à 2 an sur 10).

3 Conclusion partielle : intérêts et limites du modèle proposé

La finalisation tardive du modèle ne nous a pas permis de mener une étude approfondie de scénarii. Malgré les difficultés rencontrées pour comparer les résultats du modèle aux observations faites sur le bassin versant du Frémeur, les résultats du modèle ne montrent pas de distorsions importantes avec les données observées. Les processus spatiaux tels que ceux induits par les haies ou par la présence de zones de fortes infiltrations influencent fortement le niveau de contamination du réseau hydrographique par les herbicides. Ils semblent cohérents avec la réalité.

Nous remarquons que la part du ruissellement dans la contamination du réseau hydrographique domine largement sur celui des écoulements de subsurface. Il permet d'expliquer l'augmentation des concentrations au cours du temps. Cependant, il semble que le poids des écoulements par subsurface est sous estimé et que celui du ruissellement est surestimé. Un calage plus fin des paramètres est à envisager.

Le bassin versant du Frémeur est un bassin bien adapté pour appliquer le modèle mais les données de ce bassin ne permettent pas de faire ce calage, ni de déterminer la robustesse du modèle. Il faut donc rechercher un bassin versant plus instrumenté et plus riche en données pour évaluer et caler le modèle, notamment au niveau des processus de subsurface. Il serait nécessaire de tester le modèle dans différentes conditions afin de connaître les limites du modèle et la sensibilité des différents paramètres. Au niveau spatial, il serait intéressant de voir l'impact de la mise en place d'un seuil minimal et/ou maximal de surface relatif à un exutoire de parcelle sur le nombre d'exutoire et les transferts d'eau et d'herbicides.

Le modèle opérationnel n'intègre pas le réseau de fossés. L'impact de ce réseau sur les transferts d'eau et d'herbicides est à déterminer. Toutefois, il serait intéressant d'intégrer des processus d'infiltration et de rétention dans certains fossés afin de ne pas surestimer le ruissellement dans ceux-ci.

Une comparaison plus détaillée entre l'indicateur de parcelle à risque développé pour la Bretagne et ce modèle permettrait une forme de validation des choix effectués pour cet indicateur, tant au niveau des paramètres utilisés et de leur hiérarchisation qu'au niveau des seuils de classe utilisés. Cependant, les relations entre le classement des parcelles à risque et la contamination du réseau hydrographique ne sont pas évidentes à première vue. Une analyse à partir des rangs SIRIS et sur différentes chroniques de pluies serait à envisager.

Conclusion

L'utilisation des produits phytosanitaires dans l'agriculture pose un problème pour l'équilibre des écosystèmes aquatiques et la santé de l'homme. Un des problèmes majeurs est la dégradation de la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine.

La maîtrise des transferts de ces produits dans l'environnement est une préoccupation actuelle importante. La détermination des processus, mais surtout leur hiérarchisation et leur paramétrisation pour aboutir à la prédiction d'un transfert vers les eaux de surface et souterraine, est loin d'être acquise. Elle ne peut se faire sans l'apport de la modélisation.

Il existe un réel besoin d'outils opérationnels facilitant l'agrégation des processus de transferts au niveau des bassins versants à des fins de maîtrise des contaminations des eaux par les produits phytosanitaires. La plupart des outils opérationnels sur les bassins versants sont des indicateurs environnementaux, rapides et simples d'utilisation. Cependant, ils ne donnent que des niveaux de risque et n'intègrent pas ou très peu les critères spatiaux et temporels.

Malgré l'application de ces outils, des contaminations en herbicides sont encore présentes, plus ou moins importantes selon les années. Elles sont liées aux dynamiques climatiques, aux configurations spatio-temporelles des cultures et des itinéraires techniques des agriculteurs. Ces outils ne sont pas adaptés pour analyser finement les causes et conditions qui ont amené ces contaminations. Ils ne permettent pas non plus de quantifier, même de manière qualitative, les quantités sortant à l'exutoire de bassins versants de taille moyenne à partir de données facilement accessibles.

Les contaminations des cours d'eau par les pesticides liées aux transferts de surface sont très influencées par les aménagements anthropiques Ces aménagements influencent notamment la configuration des parcelles entre elles et par rapport au réseau hydrographique et donc la connectivité des parcelles avec le réseau hydrographique. Cependant, peu de modélisations rendent compte de ces organisations spatiales.

Pour répondre à ces enjeux, nous avons développé un modèle. Il a pour objectif de prédire de manière opérationnelle et semi-quantitative la concentration des pesticides à l'exutoire d'un bassin versant mais aussi à l'exutoire des parcelles. Ce modèle est basé sur une représentation spatiale intégrant le réseau hydrographique, le réseau de fossés et le réseau

de haies structurant l'espace du bassin versant, et sur une transcription simple mais explicite des processus majeurs de transfert des pesticides dans des bassins sur socle.

La représentation spatiale développée dans ce modèle comporte plusieurs démarches originales :

- une représentation des relations hydrologiques entre les éléments spatiaux du paysage (parcelles, réseau hydrographique) et de ses aménagements (fossés, dispositifs haie-talus et bandes enherbées) a été proposée. Comparativement à un arbre de drainage maillé, cette représentation, par un arbre d'exutoires de parcelles, permet de mieux identifier et visualiser la contribution des parcelles et d'identifier leur connectivité à l'intérieur du bassin versant ;
- nous avons développé une méthode utilisant les côtés des mailles comme des objets pouvant influencer le réseau de drainage pour intégrer des éléments linéaires, tel que le réseau de haies, dans une représentation raster dont la précision est très inférieure à la largeur de ces éléments linéaires.

La modélisation des écoulements rapides de l'eau et des pesticides dans la zone non saturée est encore mal maîtrisée. Une démarche originale pour modéliser les transferts d'herbicides par écoulement rapide de subsurface a été réalisée. Elle s'appuie sur l'influence de la profondeur de nappe.

Pour permettre de générer des scénarii réalistes d'itinéraires techniques de désherbages sur des bassins versants comprenant un nombre important de parcelles, un modèle décisionnel a été développé et couplé au modèle de transfert. Ce modèle décisionnel simulant les prises de décision des agriculteurs intègre différents niveaux d'organisation du bassin versant : parcelle ; exploitation ; groupe d'exploitations. Elle est fondée sur le choix de différents itinéraires techniques types, plus ou moins contraints par des paramètres physiques ou relatif à l'exploitation.

Ces différents développements originaux s'insèrent dans un travail d'agrégation des connaissances actuelles sur la modélisation des transferts de produits phytosanitaires afin de produire des connaissances à l'échelle du bassin versant, échelle d'intégration des processus de transfert et d'action locale de maîtrise des pollutions diffuses par les pesticides. La démarche est difficile car il faut trouver le bon niveau de représentation des pratiques agricoles réalisées sur le bassin versant et des processus physiques de transferts. Ce niveau de représentation doit permettre une modélisation réaliste, opérationnelle et répondant aux besoins des acteurs locaux.

Nous avons réalisé une première analyse des résultats du modèle. Cette analyse est limitée. Une utilisation plus poussée du modèle doit être entreprise pour l'évaluer en prenant en compte d'autres années climatiques et culturales et en faisant varier les différents paramètres du modèle. Il serait nécessaire de trouver un autre bassin versant plus instrumenté pour avoir des données plus complètes au niveau des flux sortant d'eau et d'herbicides et au niveau des processus de subsurface.

Les modèles de transfert et de décision seront utilisés dans le cadre du projet « SACADEAU ». Ils permettront de simuler différents scénarii pour établir des relations entre itinéraires techniques de désherbage, aménagement de l'espace, localisation spatiale des applications d'herbicides, caractéristiques de l'année climatique et qualité de l'eau en sortie de bassin versant. Ils alimenteront aussi une base d'apprentissage pour déterminer les variables explicatives et établir les relations entre elles et les variables de sortie sur la qualité de l'eau. Á terme, ces différents travaux seront à la base de recommandations générales d'actions portant sur les pratiques agricoles et les aménagements en vue d'une maîtrise de la contamination des eaux par les herbicides.

Une autre perspective du résultat de ce travail est l'utilisation prochaine de l'arbre d'exutoire de parcelle dans le cadre de l'Agrotransfert Bretagne pour visualiser les relations entre les parcelles et leur connexion avec le réseau hydrographique. Cette démarche pourra faciliter la gestion spatiale de l'eau sur les bassins versants.

Bibliographie

Abbott M.B., Bathurst J.C., Cunge J.A., O'Connell P.E., Rasmussen J., 1986. An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Européen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. Journal of Hydrology, 87, 45-59.

Ambroise B., Freer J., Beven K., 1996. Application of a generalized TOPMODEL to the small Ringelbach catchment, Vosges, France. Water resources research, 32 (7), 2147-2159.

Arnold J.G., 1992. Spatial scale variability in model development and parameterization. Ph.D. Dissertation, Purdue University, West Lafayette, IN, 187 p.

Attonaty J.M., Chatelin M.H., Poussin J.C., Soler L.G., 1993. Advice and decision support systems in agriculture : new issues. Farm level information systems, Woudschoten, Zeist, The Netherlands, 89-101.

Aurousseau P., 2004. Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque. *In* : Un point sur … estimation des risques environnementaux des pesticides, *Ed.* INRA, 57-74.

Aurousseau P. et Squividant H., 1996. Use of tree and graph structures for computation and modelling of derived variables in Digital Elevation Model software. Publication numérique, http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/dem/dem2.htm .

Aurousseau P. et Squividant H., 1997. Correction of digital elevation models using drainage pattern constraints. Publication numérique, http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/contrain/contrain.htm .

Aurousseau P. et Gascuel-Oudoux C., 1998a. Indicateur de risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires. Contrat Bretagne Eau Pure, Étude CORPEP 98/3.

Aurousseau P., Gascuel-Oudoux C., Squividant H., 1998b. Éléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. Étude des sols, 5, 3, 143-156.

Baer U., 1996. Comportement des pesticides dans les sols : évaluation et simulation de la dissipation au champ. Thèse de l'Institut national agronomique de Paris-Grignon, 155 p.

Banton O. et Villeneuve J.P., 1989. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides : a comparison between the pesticide DRASTIC index and the PRZM leaching quantities. J. Contam. Hydrol., 4, 285-296.

Banton O., Larocque M., Lafrance P., Montminy M., Gosselin M.A., 1997. Développement d'un outil d'évaluation des pertes environnementales de pesticides : intégration d'un module PestiFlux au logiciel AgriFlux. Rapport scientifique INRS-Eau. Ste Foy, Québec, Canada, 144 p.

Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols – Transformation et dissipation. Étude et gestion des sols, 3 (4), 279-296.

Beasley D.B. et Huggins L.F., 1982. ANSWERS : Users Manual. Publication No. EPA-905/9-82-00, US Environmental Protection Agency, Great Lakes Program Office, Chicago, IL, 153 p.

Beaujouan V., Aurousseau P., Durand P., Squividant H., Ruiz L., 2000. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. Revue internationale de géomatique, 10 (1), 39-60.

Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barriuso E., Gabrielle B., 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants : overview. Agronomie, 22, 21-33.

BEP, 2002. Bilan des 5 années d'actions du programme BEP 2 – Bassin versant de démonstration du Frémeur. Bretagne Eau Pure 2, Entente Interdépartementale de la vallée du Blavet, Chambre d'Agriculture du Morbihan, 120 p. + annexes.

Bergez J.E., Debaeke P., Deumier J.M., Lacroix B., Leenhardt D., Leroy P., Wallach D., 2001. MODERATO : an object-oriented decision tool for designing maize irrigation schedules. Journal of Ecological Modelling, 137, 43-60.

Beulke S., Dubus I.G., Brown C.D., Gottesbüren B., 2000. Simulation of pesticide persistence in the field on the basis of laboratory data – A review. Journal of environmental quality, 29, 1671-1379.

Beven J.K. et M.J. Kirkby, 1979. A physically based variable contributive area model of basin hydrology. Hydrological Sciences Bulletin, 24, 43-69.

Blösch G. et Sivapalan M., 1995. Scale issues in hydrologicalmodelling : a review. Hydrological Processes, 9, 251-290.

Bocher E., en cours. Transfert des flux de surface dans un système bocager : apport de la télédétection et des SIG – Application au bassin versant du Jaudy-Guidy-Bizien. Thèse de l'Université de Rennes 2, laboratoires Reso UMR ESO CNRS et Costel UMR LETG CNRS.

Boiffin J., 1984. La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies – Fertilité et système de production. Thèse de docteur – ingénieur agronomie, INA-PG, 320 p.

Calvet R., 1995. Modelling pesticide leaching in soil ; main aspects and main difficulties. European journal of agronomy, 4 (4), 473-484.

Calvet R., 2002. Modélisation des phénomènes puits et sources – Phénomènes de rétention. *In* : Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement. *Coll.* : Les cahiers des clubs CRIN. Club CRIN "Environnement et société", 31-40.

Cann C., 1993. Suivi de la qualité de l'eau. Étude menée sur le bassin versant expérimental du Cöet Dan (Morbihan), CEMAGREF Rennes, 26-130.

Cann C., 1995. Le transfert des triazines vers l'eau. *In* : Qualité des eaux et produits phytosanitaires : du diagnostic à l'action. Bilan de 5 années d'études et propositions de la CORPEP en Bretagne. Acte du colloque du 27 novembre 1995, 107-115.

Carluer N., 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique – Application au bassin versant de Naizin (Morbihan). Thèse de l'Université de Pierre et Marie Curie, spécialité Sciences de la Terre, 325 p. + annexes.

Cerdan O., 2001. Analyse et modélisation du transfert de particules solides à l'échelle de petits bassins versants cultivés. Thèse de l'université d'Orléans, 163 p.

Cerdan O., Souchère V., Lecomte V., Couturier A., Le Bissonnais Y., 2001. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : Sealing and Transfert by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. Catena, Vol. 46, 189-205.

CERESA, 1998. Étude d'aménagement de l'espace rural – programme de reconstruction de haies et de talus bocagers.

Clément M., Cann C., Seux R., Bordenave P., 1999. Facteur de transfert vers les eaux de surface de quelques phytosanitaires dans le contexte agricole breton. *In* : Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Acte du colloque de septembre 1999, 24. *Ed.* Ifremer, 141-156.

Colin F., Puech C., de Marsily G., 2000. Relation between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. Journal of Hydrology, 236, 139-152.

Collectif, 2004. Programme pesticides – Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole – Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface. Rapport final, mai 2004, Responsable scientifique : Nadia Carluer, Cemagref, INRA, Arvalis – institut du végétal, 124 p.

Cordier M.O., Tortrat F., Trepos R., Aurousseau P., Chanomordic B., Falchier M., Gascuel-Odoux C., Garcia F., Heddadj D., Lebouille L., Masson V., 2004. Modélisation du transfert des herbicides dans un bassin versant en vue de la construction d'un outil d'aide à la décision pour la maîtrise de la qualité des eaux. Colloque BV Futur – Savoir et savoir faire sur les bassins versants, 20, 21 et 22 avril 2004, Vannes, 239-240.

CORPEN, 1999. Désherbage – Éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Groupe PHYTOPRAT.

Costa-Cabral M.C. et Burges S.J.,1994. Digital elevation model networks (DEMON) : A model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. Water resources research, 30 (6), 1681-1692.

CRAB, 2003. Agriculture et agroalimentaire en Bretagne : les chiffres.

Crave A. et Gascuel-Odoux C., 1997. The influence of the topography on time and space distribution of soil surface water content. Hydrological processes, 11 (2), 203-210.

Cros-Cayot S., 1996. Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant – Contexte armoricain. Thèse de l'ENSA Rennes, mention Sciences de l'environnement, 218 p. + annexes.

DIREN Bretagne, 2001. Suivi de base de la qualité des eaux superficielles sur les bassins versants Bretagne Eau Pure. Service de l'eau et des milieux aquatiques, mai 2001, 18 p.

Dunn S.M. et Mackay R., 1996. Modelling the hydrological impacts of open ditch drainage. Journal of Hydrology, 179, 37-66.

Durand P. et Torres J.L.J., 1996. Solute transfert in agricultural catchments : the interest and limits of mixing models. Journal of Hydrology, 181, 1-22.

Fairfield J. et Leymarie P., 1991. Drainage networks from grid digital elevation models. Water resources research, 27 (5), 709-717.

Falchier M., 2003. On a les mauvaises herbes que l'on mérite. Espace Ouest, 674-675.

Ferron O., 2001. Maîtrise du risque de transfert des produits phytosanitaires dans les eaux superficielles : la démarche phytosanitaire adoptée par Bretagne Eau Pure. XXXIème congrès du Groupe Français des Pesticides.

Fisher P., Abrahart R.J.P., Herbonger W., 1997. The sensibility of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of landscape. Hydrological Processes, 11, 241-252.

FitzHugh T.W. et Mackay D.S., 2000. Impact of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. Journal of Hydrology, 236, 35-53.

Franks S.W., Gineste P., Beven K.J., Mérot P., 1998. On constraining the predictions of a distributed model : the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. Water resources research, 34 (4), 787-797.

Freeman T.G., 1991. Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. Computer and geosciences, 17 (3), 413-422.

Gaynor J.D., McTvish D.C., Findlay W.I., 1995. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. Journal of environment quality, 24, 246-256.

Gerstl Z., 1990. Estimation of organic chemical sorption by soils. Journal of contaminant hydrology, 6 (4), 357-375.

Gigandon C., 1996. Étude du transfert des principaux herbicides du maïs vers l'eau. Mémoire de DAA Génie de l'environnement option transfert hydriques et énergétiques, ENSA Rennes, 61 p. + annexes.

Gonzalo P., 2003. Maîtrise des transferts d'herbicides par ruissellement et par drainage. Mémoire ESA d'Angers, 76 p. + annexes.

Green W.H. et Ampt C.A., 1911. Studies on soil physics of flow of air and water through soils. Journal of Agricultural Sciences, 4, 1-24.

Heddadj D., Gascuel-Odoux C., Cotinet P., Hamon Y., accepté. Ruissellement et propriétés hydrodynamiques des sols en non labour sur un dispositif expérimental de l'Ouest de la France. Étude et gestion des sols.

Holmgren P., 1994. Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models : an empirical evaluation. Hydrological processes, 8, 327-334.

Horton R.I., 1938. The interpretation and application of runoff plot experiments with reference to soil erosion problems. *In :* Proceedings / Soil Science Society of America, 3, 340-349.

Huang C., Gascuel-Odoux C., Cros-Cayot S., 2002. Hillslope topographic and hydrologic effects on overland flow and erosion. Catena, 46, 177-188.

IFEN, 2002. L'Environnement en France - Édition 2002. Co-édition IFEN / La Découverte, 606 p.

INRA, 2005. AGRITOX – Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques. Site Internet, http://www.inra.fr/agritox/php/fiches.php .

Jarvis N.J., 1998. Modeling the impact of preferential flow on nonpoint source pollution. In : Physical non equilibrium in soils : Modeling and applications. Eds. : Selim H.M. & Ma L., Ann Arbor Press., 195-221.

Jarvis N., Janssin P.E., Dik P.E., Messing I., 1991. Modelling water and solute transport in macroporous soils, I Model description and sensivity analysis. Journal of Soil Sciences, 42, 59-70.

Klein M., 1995. PELMO, Pesticide Leaching Model, Version 2.01 Users manual. Fraunhofer Institut fuer Umweltchemie und Oekotoxikologie, Schmallenberg, Germany.

Kinnell P.I.A. et Risse L.M., 1998. USLE-M : empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. Soil science society of america journal, 62(6), 1667-1672.

Knisel W., 1980. CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. USDA Conservation Research Report, No. 26.

Lacroix M.P., Martz L.W., Kite G.W., Garbrecht J., 2002. Using digital terrain analysis modeling techniques for the parameterization of a hydrologic model. Environmental Modelling & Software, 17, 127-136.

Lebel T., 1990. Le transfert d'échelle en hydrologie : concept ou confusion ?. Sémifor 4, 4ème séminaire informatique de l'ORSTOM, 11 au 13 septembre 1990. ORSTOM édition.

Lecomte V., 1999. Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant : processus, déterminisme et modélisation spatiale. Thèse de l'École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 242 p.

Le Hénaff P., 2002. Étude du comportement hydrique des parcelles agricoles et de l'évolution des pratiques agronomiques sur le bassin versant du Frémeur. Rapport de stage de maîtrise de science de l'environnement de l'université de Bretagne occidentale, 38 p. + annexes.

León L.F., Soulis E.D., Kouwen N., Farquhar G.J., 2001. Nonpoint source pollution : a distributed water quality modeling approach, Water Resources, 35 (4), 997-1007.

Leonard R.A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. In : Pesticides in soil environment. Soil science society of america book series, 2, 303-349.

Leonard R.A., Langdale G.W., Fleming W.G., 1979. Herbicide runoff from upland Piedmont watersheds – data and implications for modeling pesticide transport. Journal of environmental quality, 8 (2), 223-229.

Leonard R.A., Knisel W.G., Still D.A., 1987. GLEAMS : groundwater loading effects of agricultural management system. Trans. ASAE, 30 (5), 1403-1418.

Leroux O., 2000. Expérimentations pour la maîtrise des transferts de produits phytosanitaires dans le contexte armoricain. Mémoire de fin d'études de l'ESA d'Angers, 77 p.

Lutz W., 1984. Berechnung von Hochwasserabflussen unter Verwendung von Gebietskenngroßen. Karlsruhe: Diss. Univ., 199 p.

Margoum C., 2003. Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulement dans des fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. Thèse de l'Université de Grenoble, Cemagref Lyon, 143 p. + annexes.

Martin C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université Rennes 1, mention Sciences de la Terre, INRA UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes - CNRS Géosciences Rennes, 149 p. + annexes.

McCuen R.H., 1981. A guide to hydrologic analysis using SCS methods. Engelwood Cliffs, Prentice Hall, 62 p.

McMartin S., Nassar A., Walden P., Haines E., Dickens T., Capelli R., Narasimhan S., Jam C., 1992. Fastest Point in Polygon Test. Ray Tracing News 5.

Mérot P., Walter C., Zhang X., Molénat J., 1999. Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. Revue des sciences de l'eau, 12.

Meynard J.M., 1997. Which crop models for decision support in crop management ? Example of the DECIBLE system. Proceeding of the INRA-KCW workshop on DSS, Laon.

Molénat J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrates dans un bassin versant agricole, Étude expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1, mention Sciences de la Terre, INRA UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes - CNRS Géoscience Rennes, 271 p.

Molénat J., Davy P., Gascuel-Odoux C., Durand P., 1999. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and co-spectral analysis of time series. Journal of Hydrology, 222, 152-164.

Molénat J. et Gascuel-Odoux C., 2001. Role of shallow groundwater in nitrate and herbicides transport in the Kervidy agricultural catchment (Brittany, France). IAHS Publication, 269, 347-351.

Molénat J., Durand P., Gascuel-Odoux C., Davy P., Gruau G., 2002a. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of french brittany. Water, Air, and Soil Pollution, 133, 161-183.

Molénat J. et Gascuel-Odoux C., 2002b. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological processes, 16, 479-492.

Molénat J., Gascuel-Odoux C., Davy P., Durand P., sous presse. How to model shallow water-table depth variations: the case of the Kervidy-Naizin catchment, France. Hydrological processes.

Morin G. et Paquet P., 1995. Le modèle de simulation de quantité et de qualité CEQUEAU, guide de l'utilisateur, version 1.0B windows. Rapport de Recherche, INRS-Eau, Quebec.

Moussa R., Voltz M., Andrieux P., Lagacherie P., 2000. Hydrological modelling of a farmed mediterranean catchment. In Mediterranean Storms, Claps P., Siccardi F. (eds), European Geophysical Society Plinius Conference'99, 377-386.

Moussa R., Voltz M., Andrieux P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. Hydrol. Process., 16, 393-412.

Mullins J.A., Carsel R.F., Scarborough J.E., Ivery A.M., 1992. PRZM-2 a model for predicting the fate in the crop root and unsatured soil zones : Users manual for realease 2.0, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, USA.

O'Callaghan J.F. et Mark D.M., 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. Computer vision, Graphics and image processing, 28, 323-344.

Ollivier S., 2003. Étude de la dynamique de la nappe superficielle du bassin versant de Kervidy. Mémoire de maîtrise BPE mention environnement de l'université de Rennes 1, 17 p. + annexes.

Penman H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. Roy. Soc. London, A193, 120-146.

Pessel V., 2004. Modélisation d'un système technique – Développement d'interfaces et traitement des résultats sous forme de graphes. Mémoire de DESS CCI de l'IFSIC, Université de Rennes 1, 31 p. + annexes.

Philip J.R., 1957. The theory of infiltration : 1 – The infiltration equation and its solution. Soil Sciences, 83, 345-357.

Quinn P., Beven K., Chevallier P., Planchon O., 1991. The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. Hydrological Processes, 5, 59-79.

Richards L.A., 1931. Capillry conduction of liquids in porous media. Physics, 1, 318-333.

Saint Venant A.J.C.B., 1871. Théorie du mouvement non permanent des eaux avec application aux crues des rivières et à l'introduction des marées dans leur lit. Comptes Rendus des Séances de l'Académie des Sciences (Paris), 73, 147-154 et 237-240.

Sannier Y., 2003. Programmation Logique Inductive à partir de la simulation d'un modèle qualitatif. Mémoire de DEA informatique de l'IFSIC, Université de Rennes 1, 56 p. + annexes.

Saulnier G.M., 1996. Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL. Thèse de l'institut Polytechnique de Grenoble, 275 p. + annexes.

Scholtz M., Voldner E.C., McMillanc A.C., Van Heysta B.J., 2002. A pesticide emission model (PEM) Part I : model development. Atmospheric Environment, 36, 5005-5013.

Soil Conservation Service, 1972. Estimation of direct runoff from storm rainfall. *In* : National Engineering Handbook, Chapter 10. Soil Conservation Service, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.

Souchère V., 1995. Modélisation spatiale du ruissellement à des fins d'aménagement contre l'érosion de talweg. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon. 201 p.

Souchère V., King D., Daroussin J., Papy F., Capillon A., 1998. Effects of tillage on runoff directions : consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. Journal of Hydrology, 206, 256-267.

Squividant H., 1994. MNTSURF : Logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. Technical report, ENSA Rennes.

Tarboton D.G., 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation. Water resources research, 33 (2), 309-319.

Taylor A.W. et Spencer W.F., 1990. Volatilization and vapor transport processes. Pesticides in the soil environment, Madison, WI, USA, Soil Science Society of America Book Series, 213-269.

Tiktak A., van den Berg F., Boesten J.J.T.I., Leistra M., van der Linden A.M.A., van Kraalingen D., 2000. Pesticide Emission Assessment at Regional and Local Scales : User Manual of FOCUS Pearl version 1.1.1., Alterra Report 28, RIVM, Bilthoven, 142 p.

Tortrat F., Aurousseau P., Squividant H., Gascuel-Odoux C., Cordier M.O., 2004. Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives. Bulletin SFPT, 172, 128-136.

Vaillant M., Jouany J.M., Devillers J., 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. Toxicology Modeling, 1, 57-72.

Viaud V., 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments – Approche empirique et modélisations. Thèse de l'ENSA Rennes, mention sciences de l'environnement, INRA UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes – Agrocampus Rennes, 270 p. + annexes.

Wagenet R.J. et Huston J.L., 1989. Leaching estimation and chemistry model – Vol. 2, Version 2. Center for environmental research, Cornell university – Ithaca, NY, USA.

Wagenet R.J. et Rao P.S.C., 1990. Modeling pesticide fate in soil. *In* : Pesticides in soil environment – Processes, Impacts and modelling. *Ed.* : H.H. Cheng, SSSA, Madison.

Walter C., Bouedo T., Aurousseau P., 1995. Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995. Rapport final de la convention d'étude entre le Conseil Régional de Bretagne, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et l'ENSAR.

Wauchope R.D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – A review. Journal of environmental quality, 7 (4), 459-472.

Wauchope R.D., 1996. Pesticides in runoff : Measurement, modeling and mitigation. J. Environ. Sci. Health, B31 (3), 334-337.

Weber J.B., Wilkerson G.G., Reinhardt C.F., 2004. Calculating pesticide sorption coefficients (Kd) using selected soil properties. Chemosphere, 55, 157-166.

Wischmeier W.H. et Smith D.D.,1978. Predicting rainfall erosion losses: Guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook, 537, Government Printing Office.

Young R.A., Onstad C.A. Bosch D.D., Anderson W.P., 1987. AGNPS : A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. Journal of soil and water conservation, 44 (2), 168-173.

Zhang X. (1995) Development of drainage network and study of hedgerow network. UMR SAS Institut National de la Recherche Agronomique de Rennes, 23 pp.

Annexes

Annexe 1 - Article soumis à publication dans un prochain ouvrage des éditions INRA suite au colloque « BV Futur - Savoir et savoir faire sur les bassins versants » des 20, 21 et 22 avril 2004 à Vannes (Cordier *et al.*, 2004).

Annexe 2 - Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives.

Annexe 1

-

Article soumis à publication dans un prochain ouvrage des éditions INRA suite au colloque « BV Futur - Savoir et savoir faire sur les bassins versants » des 20, 21 et 22 avril 2004 à Vannes (Cordier *et al.*, 2004)

Modélisation du transfert des herbicides dans un bassin versant en vue de la construction d'un outil d'aide à la décision pour la maîtrise de la qualité des eaux.

M.O. CORDIER, F. TORTRAT, R. TREPOS, P. AUROUSSEAU, B. CHANOMORDIC, M. FALCHIER, C. GASCUEL-ODOUX, F. GARCIA, D. HEDDADJ, L. LEBOUILLE, V. MASSON

Projet SACADEAU
(Système d'Acquisition des Connaissances pour l'Aide à la Décision sur la qualité de l'EAU)
http://www.irisa.fr/dream/SACADEAU/index.htm

Introduction

Un outil d'aide à la décision destiné aux personnes en charge de la gestion d'un bassin versant est en cours de développement. Cet outil se focalise sur la maîtrise de la contamination des eaux par les herbicides. Il s'appuie sur un modèle incluant la représentation : des processus de décision, dans le cas du désherbage des cultures ; des processus biophysiques de transfert des herbicides, à l'échelle d'un bassin versant. Il a pour objectif d'évaluer les conséquences des modes de désherbage des cultures sur la contamination des eaux de surface.

Deux fonctionnalités sont attendues de cet outil : i) tester, par simulation, différents scénarios afin d'évaluer l'impact des stratégies de désherbage des cultures, des configurations spatiales des applications sur le bassin versant, des aménagements de l'espace rural (haies, bandes enherbées,…) et des conditions climatiques ; ii) utiliser les simulations pour déterminer, par des techniques d'apprentissage automatique, les variables explicatives et établir leurs interrelations afin d'avoir une meilleure compréhension de leur rôle et de leur importance relative dans la contamination des eaux. Les résultats présentés sous forme cartographique, visualisant jour après jour l'origine des contaminations, constitueront des représentations médiatiques adaptées à la décision, ceci de manière plus démonstrative que des cartes d'indice de risque (Aurousseau *et al*., 1998). L'analyse des simulations relatives à des grands scénarios pourra être à la base de recommandations générales portant sur les pratiques agricoles, la gestion et les aménagements du territoire.

Le bassin versant du Frémeur (Morbihan), inclus dans le dispositif Bretagne Eau Pure, est le site d'application de ce travail développé en partenariat avec l'animatrice du bassin versant, les chambres d'agriculture d'Ille-et-Vilaine et du Morbihan. Cet article aborde successivement : 1) le modèle ; 2) le langage de scénarios pour la simulation ; 3) l'extraction de relation par apprentissage automatique.

Le modèle

Le modèle évalue la contamination des eaux à l'exutoire de bassins versants de taille moyenne (quelques km²), au pas de temps journalier, sur la période proche des applications. Il permet, à partir de données climatiques, de configuration spatiale des cultures et des applications, de stratégies et de modalités de désherbage des cultures, d'obtenir par simulation les niveaux de contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant, jour après jour, sur les quelques mois suivants les applications. Ce modèle comprend quatre sous modèles : un modèle biophysique de transfert des herbicides ; un modèle climatique générant des données journalières ; un modèle décisionnel générant les données relatives aux interventions agricoles ; un modèle spatial générant les données relatives à la topologie du bassin versant à partir du MNT et du parcellaire (figure 1).

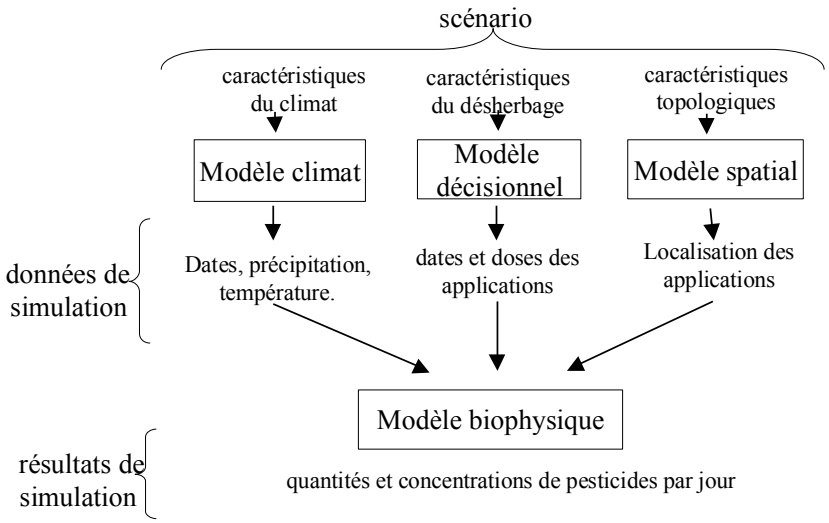


Figure 1. Le modèle

Le modèle biophysique s'appuie sur une description détaillée des voies de circulation de l'eau dans le bassin versant. Le ruissellement est géré à partir d'une structure d'arbre dite « arbre de drainage » dont la construction prend en compte la topographie des parcelles et les aménagements de bord de parcelle (fossés, haies,…) (Tortrat *et al*., 2004). Un arbre d'exutoires de parcelles est construit à partir de cet arbre de drainage. Il peut être valué par le flux d'eau et de pesticide ruisselant à chaque pas de modélisation. Les flux d'eau sont calculés en s'appuyant sur une démarche proche de celle du modèle STREAM (Cerdan *et al*., 2001). Le ruissellement sur surface saturée et les transferts de subsurface sont estimés à partir d'indices topographiques et d'un couplage avec un modèle hydrologique. Les flux de pesticides vers la nappe superficielle sont fonction de la profondeur de la nappe. Le modèle propose une représentation simplifiée des processus, sous forme de règles expertes, et une représentation spatiale assez fine et originale du bassin versant (Tortrat, 2005). Les flux en sortie de bassins versants étant très faibles par rapport aux entrées, on suppose qu'ils sont principalement contrôlés par la connectivité des écoulements liée à la structuration de l'espace du bassin versant, le stock dans le sol étant grossièrement estimé à partir des caractéristiques de la molécule et du sol.

Le modèle décisionnel, qui est couplé avec le modèle spatial et le modèle climatique, permet de générer les données nécessaires à la simulation des applications (molécules, doses

et dates) pour chacune des parcelles du bassin versant. Trois grandes stratégies de désherbage du maïs ont été identifiées : une stratégie de pré-levée « consolidée », en un seul passage ; une stratégie de post levée, en deux passages généralement ; une stratégie intermédiaire, dite « raisonnée », avec un désherbage de pré-levée partiel, à faible dose, suivi de manière optionnelle d'un désherbage de post-levée. Le choix de ces stratégies dépend de différents facteurs tels que la flore adventice et les sols, l'organisation du travail de l'agriculteur, liée elle-même au système de production, à l'équipement de l'agriculteur, notamment à la capacité de la cuve de traitement au regard des surfaces à traiter. Ces différents facteurs ont été identifiés et des règles de décision ont été formalisées de manière à constituer un modèle décisionnel (Tortrat, 2005).

Le modèle climatique doit permettre de générer des données climatiques vérifiant certaines contraintes. Il est en cours de définition. Nous utilisons pour l'instant des chroniques climatiques décennales de différentes stations météorologiques de Bretagne (Quimper, Naizin, Rennes). Le modèle spatial est de même fondé sur des configurations réelles du site d'application.

Le langage de scénarios pour la simulation

Une étape importante consiste à élaborer un « langage de scénario » permettant de décrire de manière qualitative les jeux de données numériques utilisés en entrée du modèle, tels que les doses appliquées, les précipitations journalières, les caractéristiques des parcelles. Ce langage permet aussi de décrire de manière qualitative les sorties quantitatives de la simulation que sont les concentrations et les flux de pesticides journaliers. Ceci permet de passer du langage utilisé dans les modèles de simulation, dans lesquels les entrées et les sorties sont en majorité numériques, à un langage qualitatif, plus adapté à l'expression de scénarios de simulation ayant un sens et une utilité pour le gestionnaire, et à l'expression des résultats sous une forme agrégée plus facile à interpréter.

Dans un premier temps, une collection de scénarios pertinents pour la problématique traitée a été rassemblée pour servir de référence. Un exemple de scénario est le suivant : « Quel est l'impact du désherbage mixte (mécanique et chimique) ? Peut on recommander sa mise en place dans certaines parcelles ? Est-il faisable et efficace tous les ans ? ». Une méthodologie a été ensuite définie pour situer le rôle des scénarios vis-à-vis du modèle de simulation (figure 2). Nous travaillons actuellement à la formalisation du langage de scénarios par l'établissement de la correspondance entre vocabulaire des scénarios et entrées du modèle. Le scénario peut être défini a priori, sur dire d'expert. Il peut aussi être défini a posteriori, en relation avec la pertinence des résultats de la modélisation, c'est-à-dire des processus en jeu et de la classification des résultats de la simulation. Par exemple, un climat de type « printemps pluvieux » peut être défini, au regard de la contamination des eaux par les pesticides, comme un printemps avec des pluies fréquentes et importantes (à dire d'expert), ou comme un printemps avec des pluies présentant des caractéristiques plus techniques, évaluées à partir du modèle, telles que la somme des quantités de pluie dépassant un seuil minimal dépendant de l'infiltrabilité (pluie ruisselante).

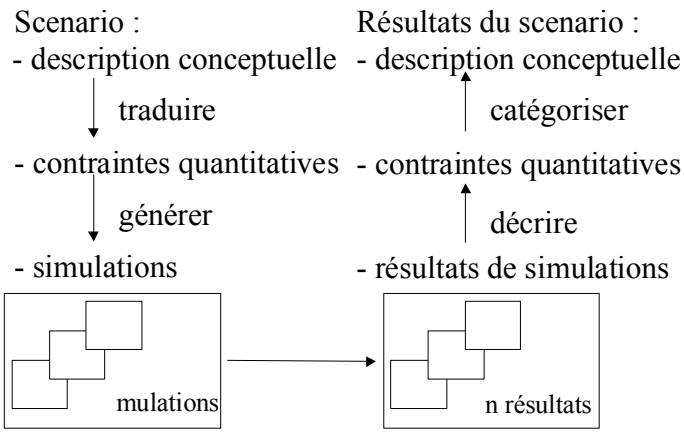


Figure 2. Différentes étapes de simulation d'un scénario

Extraction de relations par apprentissage automatique

L'analyse des résultats de la simulation des scénarios peut être entreprise manuellement par les utilisateurs de l'outil tant que le nombre de simulations reste faible. Cela rend toutefois difficile la mise en évidence de relations d'influence entre les choix multiples des agriculteurs (caractéristiques, localisations spatiales et temporelles des applications), la configuration du bassin versant, les chroniques climatiques et la qualité de l'eau. Cette analyse ne peut se faire en effet que sur la base de l'analyse d'un grand nombre de résultats de simulation. C'est pourquoi nous avons choisi d'utiliser les techniques d'apprentissage symbolique pour faire émerger des résultats avec un certain niveau de généralité.

Constitution de la base d'apprentissage

La première étape est de constituer une base d'apprentissage, c'est-à-dire de constituer un ensemble de scénarios représentatifs du problème considéré et de générer des instances de ces scénarios. Pour l'instant, partant d'un langage de scénario réduit mais significatif, nous avons généré de manière systématique des instances pour tous les scénarios possibles et les avons simulées. Le modèle utilisé pour la simulation est une version simplifiée du modèle décrit ci-dessus, se limitant notamment au ruissellement. Générer une instance revient à produire les entrées du modèle correspondant au scénario envisagé. Six paramètres sont considérés : cinq ont été établis par les experts et n'ont comporté que deux modalités dans le cadre de ce premier test ; un, le paramètre climat, a été établi par apprentissage automatique.

Les paramètres déterminés par les experts sont :

- Le type de sol : le sol est caractérisé par sa teneur en matière organique, facteur important pour la stabilité structurale d'un sol et donc l'infiltrabilité du sol. Deux types de sol ont été considérés, l'un de teneur en matière organique inférieure à 2%, l'autre de 4-5%. Plus la teneur en matière organique est élevée moins le sol est battant et plus l'infiltrabilité est élevée.
- Le type de bassin versant. Deux types de bassin versant ont été considérés, l'un dit « concave » possède des pentes fortes loin du cours d'eau, l'autre dit « convexe » possède des pentes fortes proches du cours d'eau.
- La stratégie de désherbage : on considère deux types de stratégie, prélevée ou post-levée. Une stratégie prélevée consiste en une application de désherbant directement après le semis du maïs (autour du 15 avril) et une autre deux mois après. Une stratégie post-levée consiste en une application autour du 15 mai et une autre application un mois après.

- Le type de molécule utilisée pour le désherbage : l'atrazine, aujourd'hui interdite, d'une part, des molécules récentes (diplôme, milagro et mikado), d'autre part. Les doses appliquées sont dépendantes de la stratégie choisie.
- La présence d'une bande enherbée proche du cours d'eau : celle-ci permet l'infiltration des eaux ruisselantes et donc un abattement de la quantité de pesticides atteignant le cours d'eau. Deux types d'extension des bandes enherbées ont été considérées : soit aucune bande enherbée n'est présente, soit 90% des parcelles proches du cours d'eau possèdent une bande enherbée.

La typologie du climat a été déterminée à l'aide d'une méthode d'apprentissage automatique. Ceci nous a conduit à caractériser un climat (défini par la pluie journalière entre mi-avril et fin août) par deux variables : le nombre de jours de pluie journalière supérieure à 10 mm et le cumul sur la saison des pluies journalières situées au delà d'un certain seuil. Ces deux variables sont apparues comme pertinentes car expliquant la contamination des eaux. A partir d'une base de 28 climats, nous avons appliqué une méthode de regroupement (« clustering ») qui a permis de distinguer 5 groupes de climats du moins pluvieux (1) au plus pluvieux (5).

En faisant varier les valeurs des différents paramètres, 896 instances de scénarios ont été simulées. Les résultats conduisent à des chroniques journalières de concentration en pesticide qui ont été agrégées selon 5 classes proposées par les experts. La classe 0 représente l'absence de contamination des eaux et la classe 4 une contamination très importante. Les classes sont définies en fonction du cumul des concentrations sur l'ensemble de la saison et du nombre de pics de contamination, relatifs aux seuils de 0.1 et de 0.5 μg/l.

Premiers résultats

La seconde étape correspond à l'apprentissage symbolique proprement dit sur la base d'apprentissage ainsi constituée. Pour une classe c de contamination donnée, il s'agit d'apprendre des règles du type « si *telles et telles* entrées prennent respectivement *telles et telles* valeurs alors la contamination sera de classe c ». On appelle *exemples* les instances pour lesquelles la simulation a prédit la classe de contamination c et *contre-exemples* les autres instances. Ces règles permettent de dégager un sous ensemble de variables explicatives et généralisent un ensemble d'exemples. Les règles sont plus facile à lire que des résultats de simulations. Elles font ressortir les paramètres importants vis à vis du problème de contamination des eaux. Pour construire ces règles, nous avons utilisé l'outil de programmation logique inductive ICL (Van Laer, 2002). 70 règles ont été ainsi obtenues. Voici une rapide analyse de ces règles.

Un premier résultat, exprimé ci-dessous de manière qualitative, porte sur l'importance relative des attributs les uns par rapport aux autres :

- 100% des règles proposent, pour expliquer la classe de contamination 0, un climat plutôt sec et la présence d'un sol de forte teneur en matière organique.
- 74% des règles proposent, pour expliquer la classe de contamination 1, la présence d'une bande enherbée sur la quasi totalité du bord du cours d'eau. 74% de règles proposent, pour cette même classe, l'utilisation de molécules nouvelles.
- 59% des règles proposent, pour expliquer la classe de contamination 2, la présence d'une bande enherbée sur quasi totalité du bord du cours d'eau.
- 67% des règles proposent, pour expliquer la classe de contamination 3, la présence d'un sol à faible teneur en matière organique.

- 88% des règles proposent, pour expliquer la classe de contamination 4, la présence d'un sol à faible teneur en matière organique et l'absence de bande enherbée de bord de cours d'eau.

De ces résultats, il ressort que le sol, et donc ici la teneur en matière organique, joue un rôle important dans la présence ou non de pesticides dans le cours d'eau. Plus précisément, les deux règles ci-dessous montrent que, toute chose égale par ailleurs, une plus forte teneur en matière organique correspond à une diminution d'une classe de contamination. La différence d'une classe de contamination correspond à un facteur de 10 sur le cumul de pesticides.
- climat =3 et mat_orga_sol =2% et bande_enherbée =90% et molécules =nouvelles implique classe2
-climat=3 et mat_orga_sol =4-5% et bande_enherbée =90% et molécules=nouvelles implique classe1

De même, on voit ci-dessous l'impact de la mise en place de bandes enherbées, qui permettent de diminuer d'une classe de contamination :
- climat =4 et mat_orga_sol =4-5% et bande_enherbée =0% et molécules =atrazine implique classe 3
-climat =4 et mat_orga_sol =4-5% et bande_enherbée =90% et molécules =atrazine implique classe2

A échelle moindre, l'utilisation de nouvelles molécules et la présence d'un climat peu pluvieux se confirment être des facteurs favorables à la qualité des eaux. De même, un bassin de type convexe est, sans surprise, moins favorable pour la qualité des eaux qu'un bassin de type concave. En revanche, au vu des règles apprises, il est intéressant de constater que l'impact des stratégies de désherbage n'est pas évident. Alors que l'on s'attend à une influence favorable de la stratégie de post-levée par rapport à la stratégie de pré-levée, nos résultats montrent le contraire. Ceci s'explique par le fait que la stratégie de post-levée correspond à une application plus tardive alors que le seuil d'infiltrabilité du sol généralement plus faible donc plus propice au ruissellement.

Ces résultats sont encore à approfondir mais on peut dès maintenant constater un des intérêts de la construction de ces règles, qui est de pouvoir les confronter au savoir des experts. Elles peuvent confirmer ce qu'ils savent ou conjecturent. Elles peuvent aussi susciter des hypothèses inattendues ou des questions qu'ils ne se posaient pas.

Remerciements : Ce travail a été financé par : le Conseil Général du Morbihan et l'INRA (thèse de F. Tortrat) ; l'appel d'offre pesticide du MEDD (développement du modèle biophysique); l'AIP INRA-CIRAD « Aide à la décision » (développement du modèle décisionnel, couplage des modèles, simulation et apprentissage).

Références

AUROUSSEAU P., GASCUEL-ODOUX C. & SQUIVIDANT H., 1998. Eléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. Etude des sols, 5, 3, 143-156.

CERDAN O., SOUCHERE V., LECOMTE V., COUTURIER A., Y. LE BISSONNAIS. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : Sealing and Transfert by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. Catena, Vol. 46, p.189-205.

TORTRAT, F., 2005. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Thèse Agrocampus Rennes.

TORTRAT, F., AUROUSSEAU, P., SQUIVIDANT, H., GASCUEL-ODOUX, C., CORDIER, M.O., 2004. Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives. Bulletin SFPT, 172, 128-136.

VAN LAER, W., 2002. From Propositionnal to First Order Logic in Machine Learning and Data Mining. Thèse, Departement of Computer Science K.U.Leuven, Belgique.

Annexe 2

-

Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface :
utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives

Article publié dans le bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection (Tortrat, 2004)

Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives

Florent TORTRAT[1], Pierre AUROUSSEAU[1], Hervé SQUIVIDANT[1], Chantal GASCUEL-ODOUX[1], Marie Odile CORDIER[2]

[1] UMR "Sol, Agronomie, Spatialisation", INRA Rennes, 65, route de Saint Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes Cedex
Tel. : +33 2 23 48 54 26, Fax. : +33 2 23 48 54 30, e-mail : tortrat@roazhon.inra.fr
[2] Equipe DREAM, IRISA Rennes, Campus Universitaire de Beaulieu, Avenue du Général Leclerc, 35042 RENNES Cedex – France

Résumé

Des modèles spatialisés ont été développés pour comprendre les pollutions diffuses par les pesticides dans les bassins versants cultivés. Ces modèles ont souvent pour objectif d'évaluer les transferts vers la rivière et de mettre en évidence le rôle des aménagements et des pratiques agricoles. Or les aménagements, les systèmes de cultures et les itinéraires techniques qui conditionnent les processus de ruissellement sont définis de manière privilégiée au niveau de la parcelle agricole. Pour mieux visualiser et comprendre l'influence des aménagements et des pratiques agricoles sur les transferts de l'eau et des pesticides par ruissellement, un modèle de drainage basé sur la notion de parcelle a été développé. Pour suivre les chemins de l'eau d'une parcelle à l'autre, chaque parcelle est divisée en différentes surfaces contributives caractérisées par des points ou des lignes d'entrée et de sortie. Le modèle de drainage est obtenu à partir d'un Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et d'informations spatialisées importées d'un Système d'Information Géographique (SIG) telles que le parcellaire, l'occupation du sol, l'état de surface du sol, les haies et talus, les fossés, le réseau hydrographique... Un premier traitement, sur un modèle de drainage maillé, permet de prendre en compte le réseau hydrographique et les différents aménagements anthropiques pouvant modifier les sens d'écoulement des eaux de ruissellement. Un second traitement permet d'agréger les parcelles selon un arbre d'exutoire et un graphe de parcelles. Le modèle de discrétisation spatiale est testé sur bassin versant de 17 km² comportant quelques centaines de parcelles.

Mots clés : SIG, MNA, arbre de drainage, modèle semi-distribué, ruissellement, parcelle, bassin versant.

Abstract : Surface flow modelling by use of tree structure linking field outlets and their contributory areas

Distributed models were developed to understand non point source pollution by pesticides in cultivated catchments. These models whose purpose is to estimate pollutants transfer towards the river, highlight the effect of agricultural practices and managements. As management and farming technical systems which control surface flow are mainly defined at field scale, a drainage network and model based on field relationships was developed to improve a visualization and understanding of the influence of agricultural practices and managements on water and pesticides transfer by runoff. Fields are divided in several contributory areas which make it possible to follow runoff water ways through fields : inlets and outlets of field and their associated contributory areas are identified. This drainage network is calculated taking in account a Digital Elevation Model (DEM) and spatial information imported from a Geographical Information System (GIS) describing the field system, land use, landcover, soil surface condition, hedges and grass strip, ditches and hydrographic network. In a first stage, the flow direction is calculated in a traditional way, taking in account slope direction calculated from the DEM. In a second stage, calculated run-off flow direction is modified taking in account surface managements (mainly hedges and embankment, ditches and hydrographic network). In a third stage, field outlets are linked together using a tree structure and fields are themselves linked together using a graph structure. Surface flows are calculated using the outlet tree structure and then summarized from field to field using the field graph. This distributed modelling is applied to a small 17 km² area catchment of a few hundred fields.

Keywords : GIS, DEM, drainage network, graph structure, semi-distributed model, runoff, field, catchments.

1. Introduction

La compréhension des pollutions diffuses d'origine agricole est complexe. Elle nécessite l'utilisation de modèles distribués qui intègrent au mieux les transferts d'eau et de polluants dans des paysages cultivés très structurés par la mosaïque du parcellaire et différents réseaux (rugosité du sol, haie/talus, fossés, …). La plupart des modèles sont distribués et maillés. À chaque maille est attribuée différents paramètres comme par exemple l'altitude. La disponibilité des données d'entrée et le fonctionnement des modèles imposent une taille de maille en rapport avec la surface d'intégration, surface du bassin versant considéré. L'information au niveau des mailles peut être regroupée sous forme d'Unité de Réponse Hydrologique (HRU) et agrégée sous forme de pourcentages de chaque type de HRU [León & al., 2001]. Cependant, plus les bassins versants sont grands, et donc plus le nombre de mailles est grand, moins les structures des paysages cultivés sont prises en considération. Ainsi, les modèles semi-distribués utilisés pour des bassins versants de grande taille découpent le bassin initial en sous bassins élémentaires [FitzHugh & al., 2000 ; Lacroix & al., 2002], sans prendre en compte les structures paysagères. A l'opposé, des modèles maillés comme le modèle STREAM (Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management) [Cerdan & al., 2001a] intègrent bien les aménagements anthropiques mais requièrent un maillage très fin (5-10 m). Le modèle MHYDAS (Modélisation Hydrologique Distribuée des AgroSystèmes) [Moussa & al., 2002], intermédiaire, décompose le bassin versant en unités hydrologiques créées à partir des sous bassins

versants et des parcelles culturales. Ces unités hydrologiques se déversent principalement dans les fossés et le réseau hydrographique. Cependant, il est possible qu'une unité hydrologique puisse se déverser dans une autre unité. Le modèle intègre certaines structures paysagères telles que les fossés et les limites parcellaires mais ne prend pas en compte les haies et les talus.
Nous nous plaçons dans le contexte géomorphologique et paysager de la Bretagne. Le paysage est vallonné, avec un réseau bocager plus ou moins dense. Les cultures sont principalement du maïs, des céréales et des cultures légumières. Le climat océanique peut être à l'origine de ruissellements importants et donc de transferts de polluants à la surface du sol. Il parait donc nécessaire de modéliser ces circulations d'eau par ruissellement. L'origine des pollutions diffuses en Bretagne étant en grande partie agricole, la parcelle, qui est l'unité élémentaire de gestion des cultures, doit être intégrée dans cette modélisation. La forte anthropisation du paysage (travail du sol, réseau bocager et de fossés) influence de manière importante la circulation de l'eau par ruissellement et doit aussi être prise en compte.
Dans cet article, nous proposons une spatialisation originale du bassin versant qui permette de modéliser les transferts de pesticides par ruissellement dans les bassins versants cultivés et d'évaluer le rôle des aménagements et des pratiques agricoles. Cette spatialisation du bassin versant est basée sur des unités hydrologiques fonctionnelles, découpant les parcelles cultivées en différentes surfaces contributives ayant chacune un exutoire propre. Ce découpage de l'espace a pour avantage de mettre en avant le niveau de la parcelle sur lequel sont définis les itinéraires techniques et, au sein d'une parcelle, les différentes unités hydrologiques définies selon leur exutoire vers d'autres parcelles ou le cours d'eau. Cette approche permet d'identifier et de caractériser les relations et les connexions entre les différents éléments du paysage (parcelles, fossés, haies-talus, réseau hydrographique) dans un contexte plus ou moins bocager avec un relief modéré. De plus, le nombre d'objets manipulés est plus faible, ce qui devrait favoriser la mise en œuvre du modèle sur des bassins versants de plus grandes dimensions (1 – 50 km²). Cette spatialisation est réalisée à partir d'un arbre maillé (structure arborescente qui relie les différentes mailles ou cellules élémentaires du MNA entre elles) modifié par des éléments naturels (réseau hydrographique) et anthropiques (fossé, haie-talus, direction de travail du sol, fourrières (zone en limite de parcelle où s'effectuent les demi-tours lors des opérations de travail du sol et où le sens de semis suit la limite de parcelle)). Dans un premier temps, nous décrivons la méthode de spatialisation du bassin versant, puis nous développons une première application permettant de visualiser les surfaces contribuant au ruissellement au cours d'une averse. Cette application permet de discuter de la pertinence de la méthode proposée au regard d'une spatialisation classique fondée sur un maillage.

2. Méthode

2.1 Données d'entrée

Les données nécessaires pour effectuer la spatialisation du bassin versant sont à la base un MNA et le parcellaire. D'autres données sont également nécessaires pour prendre en compte dans l'arbre de drainage, le réseau hydrographique et les aménagements anthropiques. Il s'agit : i) du réseau bocager (haies, talus) ; ii) du réseau de fossés ; iii) de la rugosité du sol (sens du travail du sol, fourrières,…).
Les principales données pour modéliser le ruissellement sont par ailleurs : i) l'assolement et la date de dernier travail du sol ; ii) les précipitations horaires et les températures moyennes journalières. Ces données permettent d'estimer les conditions de surface et, ainsi, le partage infiltration - ruissellement.

Le modèle spatial est conçu pour être appliqué à des bassins versants de taille réduite (entre 1 et 50 km²). Le MNA utilisé a un pas de 20 mètres. La taille des mailles a été choisie pour avoir une précision suffisante et une matrice de calcul pas trop grande. Le parcellaire est représenté dans un SIG par un ensemble de polygones. Chaque polygone représente une parcelle cadastrale. L'occupation du sol est également numérisée dans le SIG sous forme de polygones. Chaque polygone représente une parcelle culturale avec ses caractéristiques (numéro de parcelle cadastrale, assolement, …). Une ou plusieurs parcelles culturales forment une parcelle cadastrale. Les dates de dernier travail du sol sont ajoutées aux caractéristiques des parcelles culturales.
Les transferts de surface sont très sensibles aux variations de topographie. Pour étudier ces transferts et mettre en évidence le rôle des aménagements et des pratiques agricoles, il est nécessaire de modifier l'arbre de drainage calculé initialement en fonction de la topographie liée à ces structures. Les plus importantes sont : le réseau hydrographique, les fossés, les haies et les talus. Le réseau hydrographique est extrait de la carte IGN au 1/25000 et du cadastre. Il est représenté dans le SIG par un ensemble de polylignes. Le réseau de fossés et leurs exutoires sont respectivement représentés par des polylignes et par des points. Une ligne fossé possède un seul exutoire. Si un fossé a plusieurs exutoires, il est découpé en plusieurs lignes afin de n'avoir qu'un seul exutoire par ligne fossé. Les haies et talus sont représentés dans le SIG par des polylignes situées sur les limites de parcelles culturales. Pour modéliser les directions de ruissellement, plusieurs informations complémentaires peuvent être prises en compte sur les parcelles. Le sens du travail du sol est une caractéristique des parcelles culturales et est noté par son azimut en degré. Les fourrières sont représentées par des polylignes situées sur les limites des parcelles culturales.

2.2. Rastérisation des informations

Une maille (cellule élémentaire du MNA) peut être de trois types : rivière, fossé ou parcelle. Les mailles « rivière » sont créées par rastérisation à partir de la description en mode vecteur du réseau hydrographique. Au cours de la phase de rastérisation le type « rivière » est prioritaire sur le type « fossé » (créé à partir de la description vecteur du réseau de fossés), lui même prioritaire sur le type « parcelle ».

2.2.1 Création des mailles fossé et rivière

Les mailles « rivière » n'ont pas d'attribut. Les mailles « fossé » ont comme attribut un numéro d'exutoire pour repérer les sorties du réseau de fossés. Les rivières et les fossés sont ensuite squelettisés (Figure 1).

2.2.2. Création des mailles parcelles

Les mailles de type parcelle ont plusieurs attributs : un identifiant (numéro de parcelle) ; une occupation du sol ; une date de dernier travail du sol ; un azimut de sens de travail du sol ; un type de maille parcelle (simple, fourrière, haie). Les mailles « parcelle » sont par défaut de type simple. Seules les mailles de bord de parcelle peuvent avoir un type autre que simple. Au cours de la phase de rastérisation, comme précédemment, on met en œuvre des règles de priorité : le type « haie » est prioritaire sur le type « fourrière ».

2.3. Création de l'arbre de drainage maillé modifié

L'arbre de drainage est monodirectionnel et de même précision que le MNA. Le passage du MNA à l'arbre de drainage est réalisé avec le logiciel MNTsurf (http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/contrain.htm). Deux principales corrections sont de plus réalisées par ce logiciel :

- une correction sous contrainte de réseau hydrographique [Aurousseau & al., 1997] ;
- une correction automatique des anomalies de drainage.

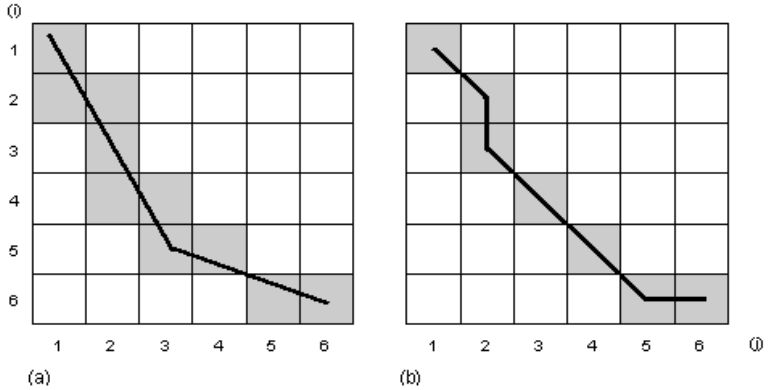


Figure 1 : un exemple de résultat de rastérisation d'un fossé (a) et de squelettisation de cette image raster (b)

La correction du MNA sous contrainte de réseau hydrographique corrige celui-ci afin que les directions d'écoulement des mailles « rivières » soient identiques à la direction d'écoulement naturel du réseau hydrographique vers son exutoire. Les mailles du MNA adjacentes au réseau hydrographique sont aussi l'objet d'une correction pour que leur direction de drainage soit cohérente avec le réseau hydrographique. Les fossés connectés au réseau hydrographique sont considérés comme une extension du réseau hydrographique. Les fossés dont l'exutoire n'est pas le réseau hydrographique, mais qui déversent leur eau dans une parcelle, sont l'objet d'une correction analogue au réseau hydrographique en remontant à partir de leur exutoire.

En ce qui concerne les mailles « parcelle », l'orientation de la direction de drainage des mailles de type « simple » est déterminé par une fonction discriminante entre la direction de la pente et celle du sens du travail du sol. Cette fonction est basée sur les rugosités parallèle et perpendiculaire au sens du travail du sol et l'angle entre la direction de la pente et celle du travail du sol. Nous utilisons pour cela la méthode proposée par Souchère et al. [1995, 1998], reprise dans le modèle STREAM [Lecomte, 1999 ; Cerdan et al., 2001b]. Les bordures de parcelles ayant une fourrière sont traitées de la même façon, en prenant comme sens de travail la direction de la fourrière qui est alors parallèle au bord de la parcelle.

Pour les mailles de type « haie », nous utilisons une méthode dérivée de Zhang [1995] [Mérot et al., 1999]. La direction de drainage des mailles de type « haie » et des mailles adjacentes prend en compte la direction de la haie et le côté de la haie. Les haies sont assimilées en partie à un microrelief redirigeant l'eau et en partie à une surface pouvant ruisseler (Figure 2).

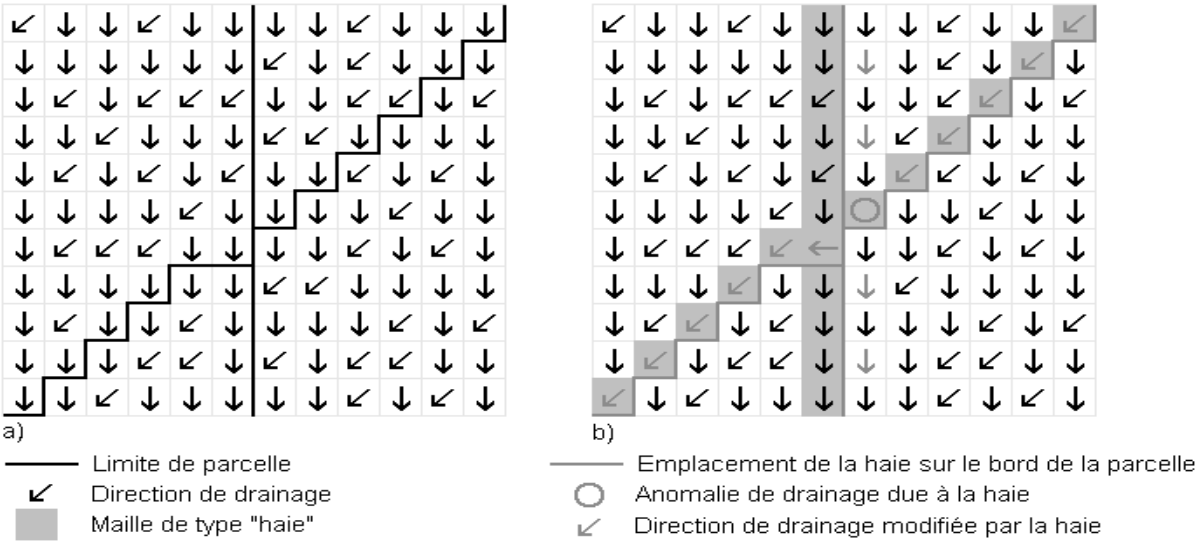


Figure 2 : modification du réseau de drainage par les haies.

2.4. Passage de l'arbre de drainage maillé à un arbre de drainage basé sur des entités parcelles

Le passage d'un arbre de drainage maillé à un arbre de drainage parcelle est motivé par deux raisons essentielles. La première est qu'un arbre de drainage parcelle doit permettre, comparativement à un arbre de drainage maillé, de mieux identifier et visualiser la contribution des parcelles considérées comme des entités de base et d'identifier leur connectivité à l'intérieur du bassin versant. La seconde raison est que le modèle soit applicable à des bassins versants de grande dimension (1-50 km²). Un modèle maillé a l'inconvénient d'une lourdeur de modélisation et de temps de calculs importants. Un modèle de drainage basé uniquement sur les parcelles a été envisagé. Cependant, les liaisons hydrologiques entre les parcelles peuvent être complexes (Figure 3h). Or un arbre de drainage basé uniquement sur la notion de parcelle ne permet pas d'analyser les cheminements du ruissellement entre les parcelles et à l'intérieur de celles-ci. Une approche basée sur un découpage de l'espace au sein même des parcelles, en fonction des points de sortie de l'eau sur les parcelles aval, est la solution retenue. Elle permet de construire une modélisation plus fidèle des mécanismes de ruissellement (concentration des ruissellements dans les talwegs, chemins de l'eau d'une parcelle vers ses parcelles voisines plus en aval, …). Elle se base également sur des levés terrain couramment réalisés dans le cadre des bassins versants de Bretagne Eau Pure, qui identifie ces points de sortie de l'eau des parcelles. La construction du modèle de drainage original développé se fonde sur certaines définitions. Nous appelons « maille sortante », une maille appartenant à une parcelle mais en situation de bordure et dont la direction de drainage est de nature à conduire les eaux de ruissellement à l'extérieur de la parcelle.
Nous appelons « exutoire » d'une parcelle une « maille sortante » ou un ensemble de « mailles sortantes » alimentées par une même surface contributive.
Nous distinguons deux types d'exutoires caractérisés par leurs types de surfaces contributives (Tableau 1) :

- un exutoire dont toute l'aire drainée est comprise dans la parcelle où il se trouve ; nous représentons cet exutoire en bleu foncé et sa surface contributive en bleu clair (Figure 3b) ;
- un exutoire dont la surface contributive est en partie alimentée par des eaux de ruissellement venant de parcelles plus en amont (surface contributive verte ; Figure 3c) et alimentée en complément par une surface contributive dont l'aire drainée est interne à la parcelle (surface contributive jaune ; Figure 3d). Les exutoires de ce type sont représentés en vert foncé.

Type d'exutoire	Type de surface contributive	Description
Bleu	Bleu foncé	Maille sortante dont toute l'aire drainée est comprise dans la parcelle où elle se trouve
	Bleu	Maille dont toute l'aire drainée est comprise dans la parcelle où elle se trouve
Vert	Vert foncé	Maille sortante dont la surface contributive est en partie alimentée par des eaux de ruissellement venant de parcelles plus en amont
	Vert	Maille dont la surface contributive est en partie alimentée par des eaux de ruissellement venant de parcelles plus en amont
	Jaune	Maille alimentant une surface contributive verte mais dont l'aire drainée est comprise dans la parcelle où elle se trouve

Tableau 1 : Typologie des exutoire et des surfaces contributives.

L'arbre de drainage est parcouru en descendant pour identifier les mailles sortantes des parcelles. En parcourant l'arbre en descendant, on rencontre en premier lieu des surfaces contributives de « type bleu », puis dans un deuxième temps des surfaces contributives de « type vert » alimentées par l'amont par des surfaces contributives de « type bleu ». On définit enfin les surfaces contributives de « type jaune ».
Les mailles sortantes d'une parcelle donnée alimentée par une surface contributive sont ensuite regroupées pour définir un exutoire. On crée ainsi successivement les exutoires A1 à F2 (Tableau 2 ; Figure 3f). On remarque qu'il peut donc exister plusieurs exutoires sur une parcelle donnée. Mais, il n'existe qu'un seul exutoire de chaque type (vert ou bleu) par parcelle alimentant un exutoire aval.
Les relations topologiques entre exutoires sont ensuite représentées sous forme d'un arbre (Figure 3g) dont les pointeurs qui représentent les exutoires ont pour attribut leurs surfaces contributives. À partir de ces surfaces contributives, on calcule par la suite les flux d'eau et de pesticides entraînés par ruissellement. La modélisation est donc réalisée sur la base d'un arbre d'exutoires dont les résultats pourront être sommés sur un graphe de parcelles (Figure 3h). Le graphe de parcelles sera simplement utilisé pour visualiser les connections entre parcelles et les flux obtenus.

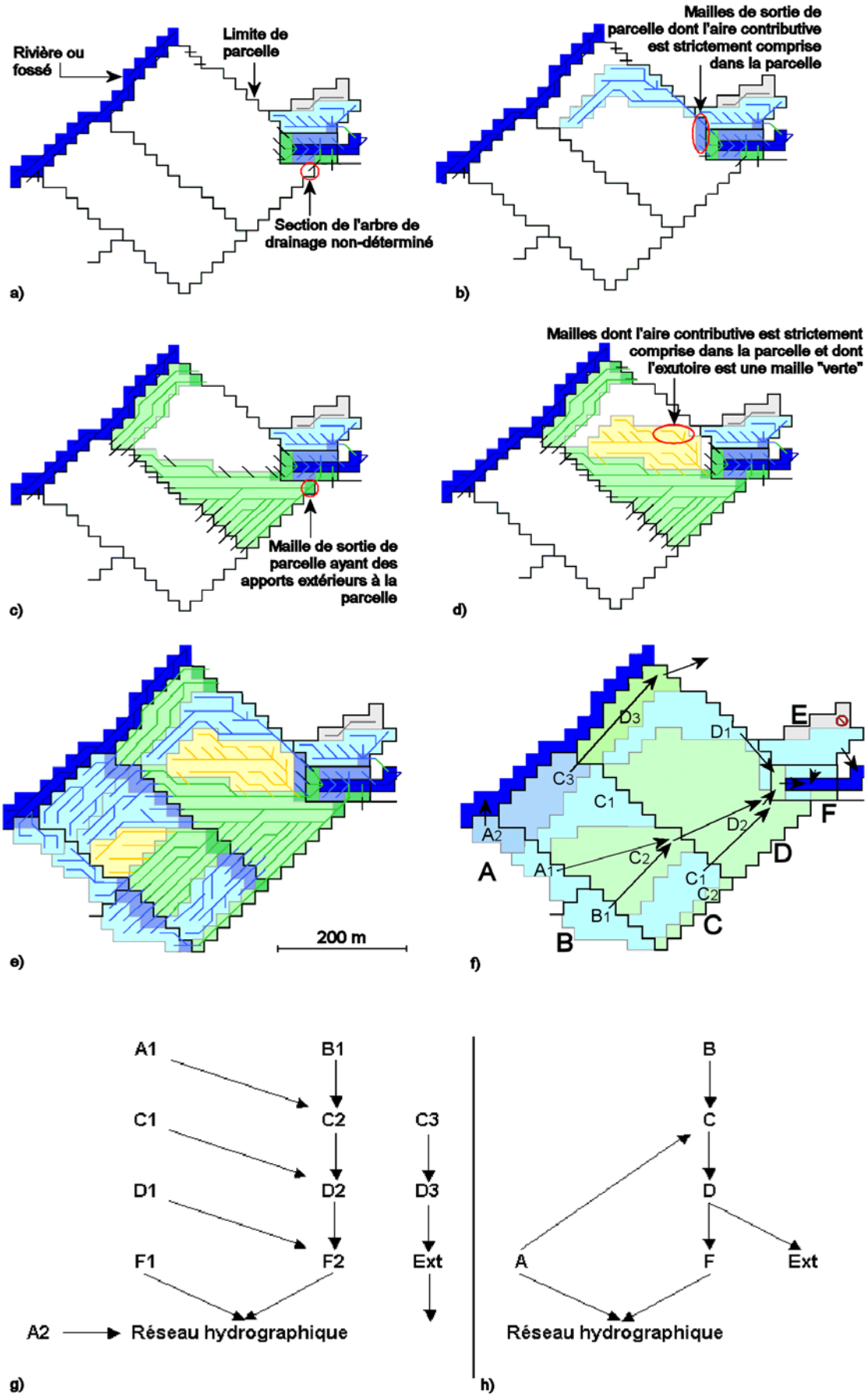


Figure 3 : Création de l'arbre d'exutoires ; a, b, c, d, e) quelques étapes de la création des différentes surfaces contributives ; f) agrégation des différentes surfaces contributives en un arbre d'exutoires ; g) schéma de l'arbre d'exutoires ; h) schéma du graphe de parcelles.

Parcelle	Exutoire	Alimenté par l'amont par	Alimente à l'aval	Type de surface contributive
A	A1	-	la parcelle C	bleu
A	A2	-	le réseau hydrographique	bleu
B	B1	-	la parcelle C	bleu
C	C1	-	la parcelle D	bleu
C	C2	A1 et B1	la parcelle D	vert et jaune
C	C3	-	la parcelle D	bleu
D	D1	-	la parcelle F	bleu
D	D2	C1 et C2	la parcelle F	vert et jaune
D	D3	C3	une parcelle extérieure	vert
F	F1	-	le réseau hydrographique	bleu
F	F2	D1 et D2	le réseau hydrographique	vert

Tableau 2 : Tableau résumant les relations topologiques présentées dans la figure 3f.

2.5. Production du ruissellement

Le principe de modélisation de la production du ruissellement est fondé sur une règle de partage entre infiltration et ruissellement qui est appliquée par type de surface contributive. L'évaluation de l'infiltration est basée sur le modèle STREAM [Cerdan, 2001a ; Lecomte, 1999] utilisant les états de surface de chaque parcelle. Un état de surface est défini par un état structural (surface fragmentée à continue), le couvert végétal et la rugosité de la parcelle. Le bilan ruissellement / infiltration est déterminé par des grilles expertes donnant :

- la capacité d'infiltration (Si) stationnaire sur toute la durée de l'événement pluvieux en mm/h en fonction de la rugosité, du couvert végétal et du faciès ;
- la pluie d'imbibition (Pi) permettant la saturation de la surface du sol en mm en fonction de la capacité d'infiltration et du cumul des pluies des 48 h précédant l'événement.

Ces grilles ont été réalisées à partir de mesures sur des sols limoneux pauvres en matière organique dans des conditions de climat tempéré [Cerdan, 2001b]. Les valeurs des paramètres ont été adaptés à la connaissance régionale des mécanismes de ruissellement et au pas de temps horaire de la simulation.

Le ruissellement est calculé de la manière suivante :

Tant que $Phcum_{(h)} < Pi_{(j)}$ alors $R_{(j)} = 0$

sinon $R_{(j)} = \Sigma (| P_{(h)} - Si_{(h)} |)$

$R_{(j)}$: ruissellement unitaire du jour *j* en mm ;
$Phcum_{(h)}$: cumul des précipitations du jour *j* à l'heure *h* en mm ;
$Pi_{(j)}$: pluie d'imbibition du jour *j* en mm ;
Σ : somme sur toutes les heures *h* si $Phcum_{(h)}$ est supérieur ou égal à $Pi_{(j)}$;
$P_{(h)}$: précipitations de l'heure *h* en mm ;
$Si_{(j)}$: capacité d'infiltration stationnaire du jour *j* en mm/h.

Si il y a un ruissellement venant d'exutoires amont, le volume d'eau ruisselé horaire amont est divisé par la surface contributive de type « vert » et est rajouté au cumul de pluie ainsi qu'aux précipitations horaires. Pour chaque exutoire, le volume total d'eau ruisselé est calculé en multipliant le ruissellement unitaire par les surfaces contributives de cet exutoire.

Pour chaque jour, il détermine les seuils d'infiltration et les pluies d'imbibition de chaque parcelle. À partir de la date de semis (ou du dernier travail du sol), l'état de surface de la parcelle évolue d'une part, en fonction des cumuls de pluie, et d'autre part, en fonction du développement de la culture en place calculée en première approximation à partir des températures moyennes journalières. Ces différentes règles ont été déterminées par des références expérimentales pour les parcelles de maïs [Le Henaff, 2002 ; Cros-Cayot, 1996]. Le ruissellement est calculé de manière récursive, heure par heure, en utilisant l'arbre d'exutoires et cumulé pour la journée. Cette procédure de modélisation permet d'avoir la quantité d'eau ruisselée en tout point de l'arbre d'exutoires pour chaque jour. Il est ensuite possible de calculer les entrées et les sorties d'eau de chaque parcelle du bassin versant en sommant les volumes d'eau entre les différents exutoires d'une parcelle allant, soit vers une autre parcelle, soit vers le réseau hydrographique.

3. Application et discussion

3.1. Le site

Le bassin versant du Frémeur (Morbihan, France), de 17 km² de superficie, a été choisi pour tester le modèle (Figure 4). Il s'agit d'un bassin versant de démonstration du programme de Bretagne Eau Pure. A ce titre, il comporte un nombre important de données sur l'occupation du sol et les structures paysagères.

Le bassin versant du Frémeur présente un réseau hydrographique assez dense de 28 kilomètres de long, soit une densité de 1,65 km/km^2. Le Frémeur est affluent de l'Ével, lui-même affluent du Blavet. Le substratum est un schiste briovérien. Le sol est limoneux, de pH acide (entre 5,5 et 6,5) et de teneur en matières organiques proche de 5 %. C'est un bassin à forte pression agricole puisque la part de la Surface Agricole Utile (SAU) est de 72 %. L'occupation du sol est relevée deux fois par an (Chambre d'Agriculture du Morbihan).

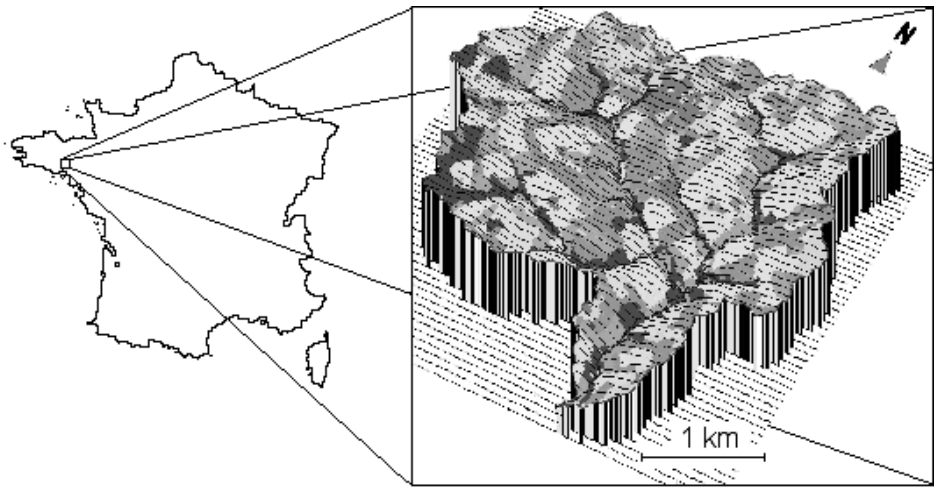


Figure 4 : Situation du bassin versant du Frémeur.

La répartition des cultures est la suivante : 30 % de maïs, 30 % de céréales, 30 % de prairies et 10 % de cultures légumières. Les bois et les friches représentent 11 % de la surface du bassin, répartis principalement dans les fonds de vallée. Les dates de dernier travail du sol ont été renseignées grâce à une enquête de terrain pour une grande partie des parcelles en maïs et extrapolées aux autres. Les données climatiques proviennent d'une station de mesure de la base de données de l'INRA, proche de 20 km.
Le MNA a été extrait de la base de données altitudinale de la Bretagne produite par stéréorestitution d'images SPOT panchromatiques à résolution de 10 mètres. Le système de projection géographique est le Lambert II étendu. Le parcellaire a été numérisé à partir du plan cadastral de la commune à l'échelle 1/5000.Le réseau hydrographique a été extrait de la carte IGN au 1/25000 et du cadastre. Il a été complété par des levés de terrain qui ont également permis un repérage du réseau de fossés et de leurs exutoires. La situation des haies et talus, le sens du travail du sol et la situation des fourrières ont été extraits d'une étude d'aménagement réalisée en août 1998, complétée par des levés de terrain.

3.2. Comparaison de la surface ruisselante estimée à partir d'un arbre maillé et d'un arbre d'exutoire

Des premiers résultats ont été obtenus par application de la méthodologie présentée sur un secteur du bassin versant du Frémeur et dans les conditions de l'année 2000. Ce secteur présente une surface de 59,7 hectares, soit 1493 mailles de 20 m de coté, regroupées selon 93 exutoires. Dans cette première application, le MNA du bassin versant du Frémeur n'a pas été modifié en fonction des structures paysagères. Toutes les mailles sont donc des ‘'mailles parcelles'' et leur occupation du sol, établie par la Chambre d'Agriculture pour le printemps 2000 (Figure 5a). Le modèle fonctionne de mai à fin octobre 2000.
Les deux événements ruisselants qui sont présentés ici, sont deux averses naturelles respectivement de 11,5 mm et de 18,5 mm, observées au début et en fin du mois de juillet, avec une intensité horaire maximum de 10 mm pour la première et de 8,5 mm pour la seconde. Les parcelles sont cultivées en maïs pour 30 % de la SAU. Les états de surface de ces parcelles sont peu favorables au ruissellement début juillet et très favorables fin juillet, du fait d'un état structural se dégradant au fur et à mesure des pluies, corrélativement à une diminution de la rugosité. Le couvert végétal est important fin juillet. Le ruissellement à l'exutoire du bassin versant calculé avec l'arbre maillé et l'arbre d'exutoire est respectivement de 45 m^3 et de 37 m^3 pour le premier événement et de 1220 m^3 et de 940 m^3 pour le deuxième. Deux cartes illustrant les surfaces présentant du ruissellement ont été réalisées pour chaque type d'arbre de drainage (Figure 5b, 5c). Les deux événements illustrent bien deux cas opposés. Pour le premier, les seules surfaces générant un ruissellement sont les surfaces peu perméables alors que, dans le deuxième cas, de nombreuses surface génèrent du ruissellement que seules les parcelles en prairies et en bois peuvent stopper. Dans ces deux exemples, certaines limites de la méthode de spatialisation proposée peuvent être observées : de nombreux petits éléments de surface, qu'ils soient ruisselants ou non ruisselants, sont gommés au profit du fonctionnement dominant de la parcelle. La carte par arbre d'exutoires fait donc clairement apparaître les deux grands types de domaines, en lissant les hétérogénéités locales. Les surfaces d'infiltration peuvent être plus importantes du fait de ce lissage et entraîner une sous-estimation des volumes d'eau ruisselée. L'analyse sur une année hydrologique complète, avec une diversité de types de pluie et de conditions initiales, confirme ces tendances. Les évènements ayant produit du ruissellement sont les mêmes pour l'arbre de drainage maillé que pour l'arbre de parcelles. Par contre, les volumes d'eaux ruisselées sont assez différents, les différences allant de 10 à 50 % de ruissellement en moins pour l'arbre de parcelles comparativement à l'arbre de drainage maillé. Cette comparaison est encore à mener de manière approfondie sur l'ensemble du bassin versant, pour différentes conditions initiales (état hydrique et état de surface du sol) et différentes conditions de flux d'entrée (type de pluie).

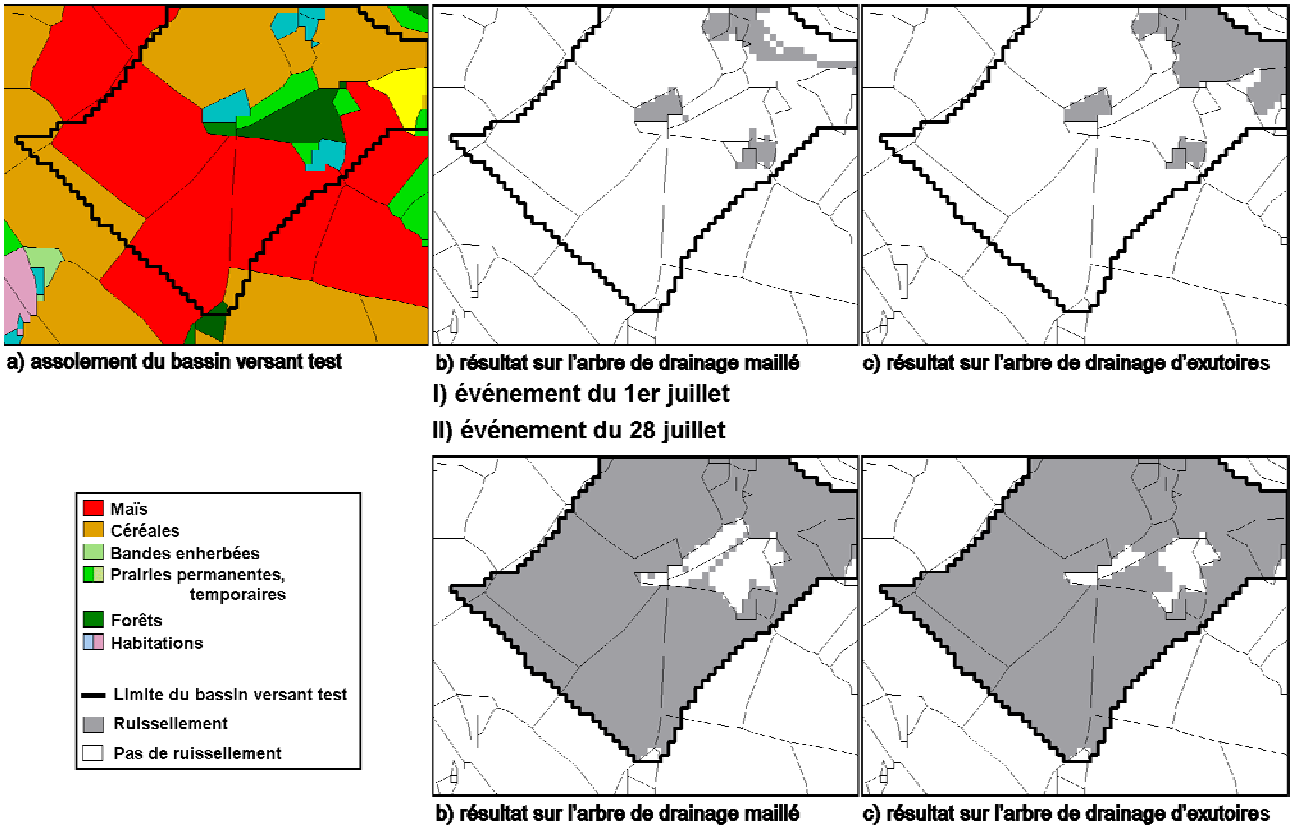


Figure 5 : Représentation de l'assolement (a) et de la présence d'un ruissellement pour chaque maille (b) ou pour chaque exutoire (c) du bassin versant pour les événements du 1er juillet (I) et du 28 juillet 2000 (II).

4. Conclusion

La méthode de spatialisation du bassin versant proposée pour représenter le ruissellement de surface retient comme base de spatialisation l'entité parcelle. L'agrégation des parcelles au sein du bassin versant se fait en considérant les connections physiques entre parcelles, par le biais de points ou de lignes exutoires, représentant les zones d'échanges entre parcelles. Cette agrégation à l'échelle du bassin versant est conceptuellement représentée selon un arbre d'exutoires et un graphe de parcelles. Ce graphe pourra être un graphe valué, en fonction notamment des surfaces contributives mises en jeu dans les relations entre parcelles. Ce graphe pourra être également un graphe dynamique, les relations pouvant ou non être activées selon l'importance du ruissellement et selon la mise en place d'éléments paysagers interrompant le réseau de parcelles. La méthodologie proposée est à la base d'une conceptualisation originale du bassin qui pourra donc encore trouver des développements. Deux des objectifs finaux de cette modélisation sont : 1) de permettre de déterminer l'origine locale des transferts de polluants en délimitant les parcelles contribuant ou non au ruissellement et donc à un possible transfert de polluants ; 2) d'estimer le rôle des aménagements dans la réduction de ces transferts.
Une première application encore très limitée a été réalisée. Les résultats doivent être approfondis. Il semble que la méthode proposée sous-estime les volumes de ruissellement. L'erreur introduite doit donc être mieux évaluée. Par contre, l'image du bassin versant qu'elle fournit est une image simplifiée qui peut avoir un intérêt en terme de médiation ou de décision.

Remerciements

Nous remercions le Conseil Général du Morbihan pour son aide financière et la Chambre d'Agriculture du Morbihan pour sa participation et pour les données fournies.

Références

Aurousseau P. & Squividant H. (1997) Correction of digital elevation models using drainage pattern constraints, Publication numérique, http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/contrain/contrain.htm .

Cerdan O. (2001a) Analyse et modélisation du transfert de particules solides à l'échelle de petits basins versants cultivés, Thèse de l'université d'Orléans, 163 pp.

Cerdan O., Souchère V., Lecomte V., Couturier A. & Le Bissonnais Y. (2001b) Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : Sealing and Transfert by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. Catena, Vol. 46, p. 189-205.

Cros-Cayot S. (1996) Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant, Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 218 pp.

FitzHugh T. W. & Mackay D. S. (2000) Impact of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model, Journal of Hydrology, Vol. 236, pp. 35-53.

Lacroix M. P., Martz L. W., Kite G. W. & Garbrecht J. (2002) Using digital terrain analysis modeling techniques for the parameterization of a hydrologic model, Environmental Modelling & Software, Vol. 17, pp. 127-136.

Lecomte V. (1999) Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant : processus, déterminisme et modélisation spatiale, Thèse de l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 242 pp.

Le Hénaff P. (2002) Étude du comportement hydrique des parcelles agricoles et de l'évolution des pratiques agronomiques sur le bassin versant du Frémeur, rapport de stage de maîtrise de l'université de Bretagne Occidentale, 67 pp.

León L. F., Soulis E.D., Kouwen N. & Farquhar G. J. (2001) Nonpoint source pollution : a distributed water quality modeling approach, Wat. Res., Vol. 35, No 4, pp. 997-1007.

Mérot Ph., Gascuel-Odoux C., Walter C., Zhang X. & Molénat J. (1999) Bocage landscape and surface water pathways, Rev. Sci. Eau 12/1, pp. 23-44.

Moussa R., Voltz M. & Andrieux P. (2002) Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events, Hydrol. Process. Vol. 16, pp. 393-412.

Souchère V. (1995) Modélisation spatiale du ruissellement à des fins d'aménagement contre l'érosion de talweg, Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, 201 pp.

Souchère V., King D.,Daroussin J., Papy F. & Capillon A. (1998) Effects of tillage on runoff directions : consequences on runoff contributing area within agricultural catchments, Journal of Hydrology, 206, pp. 256-267.

Zhang X. (1995) Development of drainage network and study of hedgerow network. Institut National de la Recherche Agronomique de Rennes, 23 pp.