Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations

Valérie Viaud

▶ **To cite this version:**

Valérie Viaud. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations. Sciences de la Terre. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de renneS, 2004. Français. NNT : . tel-00007460

HAL Id: tel-00007460

https://theses.hal.science/tel-00007460

Submitted on 19 Nov 2004

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

L'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes

Pour obtenir le titre de Docteur de l'ENSAR

Mention : Sciences de l'Environnement

par

Valérie VIAUD

ORGANISATION SPATIALE DES PAYSAGES BOCAGERS ET FLUX D'EAU ET DE NUTRIMENTS. Approche empirique et modélisations.

Préparée à

l'UR INRA SAD-Armorique Rennes

et à l'UMR INRA-Agrocampus Rennes Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper

Soutenue le 25 mai 2004 devant le jury composé de :

Yvan LAGADEUC	Professeur, Université de Rennes 1	Président du jury
Patrick BOURGERON	Professeur, Ecole Normale Supérieure Paris / INSTAAR Université du Colorado Boulder USA	Rapporteur
Philippe VERVIER	Chargé de Recherches, CNRS Toulouse	Rapporteur
Jean-Marcel DORIOZ	Chargé de Recherches, INRA Thonon-les-Bains	Examinateur
Christian WALTER	Professeur, Agrocampus Rennes	Examinateur
Jacques BAUDRY	Directeur de Recherches, INRA Rennes	Directeur de thèse
Philippe MEROT	Directeur de Recherches, INRA Rennes	Directeur de thèse

Avant-propos

Ce mémoire est le résultat d'un travail de trois années, réalisé au sein de deux unités INRA de l'Institut Fédératif de Recherche CAREN (Centre Armoricain de Recherche en ENvironnement) : l'UR SAD-Armorique et l'UMR INRA-Agrocampus Rennes Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper. Ce travail a été dirigé par Jacques BAUDRY (SAD-Armorique) et Philippe MEROT (UMR SAS).

Cette thèse a bénéficié d'une bourse mixte de l'INRA (départements Sciences pour l'Action et le Développement / Environnement et Agronomie) et du Conseil Régional de Bretagne. Les travaux ont été financés par le programme "Zone Atelier Bretagne Continentale" et par l'ACI "Eau et Environnement" du Ministère de la Recherche.

Elle a été suivie par un comité de pilotage composé de Delphine BURGER-LEENHARDT (UMR INRA-INP-ENSAT Agrosystèmes cultivés et herbagers, Toulouse), Claude CHEVERRY (Agrocampus Rennes, Rennes), Jean-Marcel DORIOZ (UMR INRA-Université de Savoie CARRTEL, Thonon-les-Bains), Claudine THENAIL (SAD-Armorique, Rennes) et Christian WALTER (UMR INRA-Agrocampus Rennes SAS, Rennes).

Remerciements

Je souhaite remercier ici tous ceux qui ont accompagné ces années de doctorat.

Tout d'abord, merci à mes deux encadrants, Jacques Baudry et Philippe Merot, qui m'ont accueillie dans leur laboratoire et m'ont fait bénéficier de leur grande expérience. Merci à tous les deux pour le temps qu'ils m'ont consacré, leurs conseils avisés et leur optimisme rassurant.

Je remercie les membres du jury, Patrick Bourgeron, Jean-Marcel Dorioz, Yvan Lagadeuc et Christian Walter, d'avoir accepté d'évaluer cette thèse et pour la discussion qu'ils ont initiée lors de la soutenance. Je suis également reconnaissante aux membres de mon comité de pilotage, Claude Cheverry, Jean-Marcel Dorioz, Delphine Burger-Leenhardt, Claudine Thenail et Christian Walter, pour leurs remarques pertinentes et l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail.

J'ai pu utiliser les données existantes sur mes différents sites d'étude, grâce à Olivier Troccaz (UMR ECOBIO, Rennes) qui a mis à ma disposition son matériel et les données de qualité des eaux sur Pleine-Fougères, et à Laurence Hubert-Moy, Samuel Corgne et Thomas Houet (UMR COSTEL, Rennes) qui m'ont donné accès aux données cartographiques sur le Yar.

Je remercie également tous ceux qui, du terrain aux modèles, m'ont aidée à réaliser ce travail : Dominique Volland et Nicolas Gilliet pour leur appui sur le terrain ; Yannick Fauvel et Patrice Petitjean pour les analyses ; Patrick Durand et son équipe de TNTeurs, Véronique Beaujouan, Emmanuelle Sauboua et Zakaria Saadi ; le pêcheur du bout du monde qui s'est penché sur le mystère du fameux Mr Zhang ; Nicolas Schermann pour la modélisation de paysages.

Un grand merci à l'ensemble des membres de l'UMR SAS et du SAD-Armorique, pour leur accueil, leur bonne humeur, et les moments et discussions partagés au cours de cette thèse. Une mention particulière pour la joyeuse troupe de thésards SASiens, que j'ai eu la chance de rencontrer.

Merci enfin à mes parents, de m'avoir laissée faire le choix de longues études, alors qu'à une autre époque, à l'âge où je termine cette thèse, certains travaillaient déjà depuis plus de dix ans.

Résumé

La pollution des eaux par les nutriments, pesticides et sédiments est un problème majeur dans les bassins versants agricoles. En Bretagne, l'intensification de l'agriculture, avec à la fois l'augmentation de la consommation d'intrants et la disparition des haies et des zones humides entre les parcelles et les cours d'eau, est considérée comme la principale cause de la dégradation de la qualité des eaux. Les travaux menés depuis les années 1970 sur le bocage montrent que localement, le rôle hydrologique et hydrochimique des haies est important.

Le premier objectif de cette thèse est d'aborder l'impact du bocage sur les flux d'eau et de nutriments à l'échelle du bassin versant, compatible avec la gestion de la ressource en eau. Le second objectif est d'articuler les connaissances sur les fonctions tampons des haies avec les connaissances sur l'organisation et l'évolution des paysages sous l'effet de dynamiques agricoles. Trois axes ont été développés : un axe conceptuel pour définir le rôle tampon des paysages, un axe empirique de comparaison du rôle tampon à l'exutoire de cinq bassins versants et un axe de modélisation. Ce dernier comprend d'une part l'intégration des résultats locaux sur le fonctionnement hydrique des haies (évapotranspiration) dans un modèle hydrologique spatialisé et d'autre part une démarche de modélisation de paysages à partir de règles de fonctionnement (allocation des usages) et d'évolution des exploitations agricoles (agrandissement, changement de système de production), couplée à deux modèles de description de l'organisation fonctionnelle des réseaux de haies, l'un pour les transferts de surface, l'autre pour les transferts de subsurface.

Une analyse bibliographique critique du concept de rôle tampon et de sa mesure à des échelles spatiales larges a été réalisée. Elle a débouché sur une typologie des effets tampons des structures paysagères, basée sur la prise en compte du temps, et sur la définition d'un effet tampon des paysages intégrant l'effet des structures paysagères et du milieu physique. L'étude empirique montre un gradient de rôle tampon qui va dans le sens du gradient de densité de bocage entre les bassins. Elle fait ressortir la co-variation des types de géomorphologie, des types de système de production, des types de parcellaire, et des types de bocages, dans les paysages. La modélisation hydrologique montre spécifiquement le rôle hydrologique des haies à l'échelle annuelle, plus marqué les années sèches. Dans la modélisation de paysages, le rôle de l'exploitation agricole dans l'organisation spatiale des usages et de leur évolution est pris en compte explicitement. Elle montre qu'une même évolution des exploitations se traduit par une évolution variable de l'effet tampon à l'échelle des bassins versants. Le rôle tampon sur les transferts de subsurface apparaît plus stable et plus résilient que le rôle tampon sur les transferts de surface, très dépendant de la continuité du réseau de haies.

Abstract

Pollution of surface water by nutrients, sediments and pesticides is a prominent issue in agricultural catchments over the world. In Brittany, the increase of intensive farming involves the use of agricultural inputs and the suppression of many hedges and wetlands between cultivated fields and stream water. This evolution is often pinned out for the responsibility of water quality degradation. The studies conducted since the seventies show that the hydrological and hydrochemical impacts of hedges may be strong at the local scale.

The first objective of this work was to study the role of hedgerows at the catchment scale. The second objective was to link the knowledge about hedge buffer functions with the knowledge about the organization and the evolution of rural landscapes resulting from agricultural activities. Three items were developed : a conceptual item to define the buffer function of landscapes, an empirical item to compare the buffer effect at the outlet of five catchments and a modelling item. Two modelling approaches were developed in the last item. First, the influence of hedges on the hydrology of a small catchment was assessed by integrating the results on the influence of hedge evapotranspiration on soil water dynamics existing at the local scale in an distributed hydrological model. Second, we modelled landscape organization and evolution on the basis of rules of farm functioning (land-use allocation) and of farm evolution (increase of farm size and change in farming system) : the outputs of the landscape model were analyzed with two models describing the functional organization of hedgerow networks, the one for surface fluxes and the other one for subsurface fluxes.

A review has led to a typology of buffer effects of landscape structures, based on time consideration, and to the definition of the buffer effects of landscapes, integrating the effect of landscapes structures and of the physical and geomorphological characteristics of the catchments. In the framework of the empirical item, we measured a gradient of landscape buffer effect similar to the gradient of hedge density between the catchments : this stressed the co-variation of physical and geomorphological characteristics of the catchments, the types of farming systems, the type of fields and the type of hedgerow systems. Hydrological modelling showed the specific hydrological impact of hedges at the annual time scale : it is stronger during the dry years. The landscape modelling showed that a given evolution of farms has variable consequences on the buffer effect at the catchment scale. The buffer effect on subsurface fluxes is more constant and resilient than the buffer effect on surface fluxes, which highly depends on hedgerow network continuity.

Table des matières

Introduction générale **19**

I Concept de "rôle tampon" à l'échelle d'un paysage **25**

1 Transfert de l'eau et des éléments associés dans les bassins versants armoricains **29**
1.1 Circulations d'eau 29
1.1.1 Écoulement dans les versants 29
1.1.2 Écoulements sur les versants : le ruissellement 30
1.2 Transferts d'éléments associés aux écoulements de surface 30
1.3 Transferts de nitrate associés aux écoulements de subsurface 31

2 Rôles hydrologiques et hydrochimiques des réseaux de haies **33**
2.1 Impact des haies sur les transferts de surface 33
2.1.1 Impact sur le ruissellement 33
2.1.2 Impact sur l'érosion hydrique et sur l'organisation du sol 34
2.2 Impact des haies sur les transferts de subsurface 35
2.2.1 Impact sur les flux d'eau dans les versants 35
2.2.2 Impact sur les flux de nutriments 40
2.3 Bilan des connaissances 42

3 Définition du concept de rôle tampon et mesure à l'échelle du paysage **43**
3.1 Résumé étendu 43
3.2 Article *"Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes - from local to catchment scale"* 44

4 Hypothèses sur le rôle tampon des haies dans les paysages **69**
4.1 Interprétation du rôle des haies à partir de la typologie des effets tampon 69
4.2 Influence de la structure spatiale des haies sur leur rôle tampon 71

5 Conclusion partielle **73**

II Approche empirique du rôle tampon des réseaux bocagers à l'échelle du bassin versant **75**

6 Sites étudiés **79**
6.1 Site de Pleine-Fougères . . . 79
6.1.1 Milieu physique . . . 80
6.1.2 Occupation du sol . . . 81
6.1.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux . . . 82
6.2 Bassin versant de Naizin . . . 90
6.2.1 Milieu physique . . . 90
6.2.2 Occupation du sol . . . 91
6.2.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux . . . 92
6.3 Bassin versant du Moulinet . . . 94
6.3.1 Milieu physique . . . 94
6.3.2 Occupation du sol . . . 95
6.3.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux . . . 95
6.4 Bassin versant du Yar . . . 96
6.4.1 Milieu physique . . . 96
6.4.2 Occupation du sol . . . 97
6.4.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux . . . 98
6.5 Synthèse sur les données utilisées . . . 102

7 Évaluation du rôle tampon des paysages bocagers par comparaison de bassins versants **105**
7.1 Matériel et méthode . . . 105
7.1.1 Sites d'étude . . . 105
7.1.2 Prélèvements et analyses . . . 107
7.1.3 Analyses des données . . . 107
7.2 Résultats relatifs au suivi de l'automne-hiver 2001-2002 . . . 108
7.2.1 Résultats bruts et dynamique de la reprise des écoulements . . . 108
7.2.2 Analyse de la moyenne des concentrations . . . 109
7.2.3 Analyse de la variation globale des concentrations . . . 112
7.2.4 Analyse des valeurs extrêmes . . . 112
7.2.5 Analyse de la fréquence de variation . . . 112
7.3 Résultats relatifs aux chroniques de données existantes . . . 113
7.3.1 Analyse de la moyenne des concentrations . . . 113
7.3.2 Analyse de la variabilité globale . . . 115
7.3.3 Analyse des valeurs extrêmes . . . 115
7.3.4 Analyse de la fréquence de variation . . . 115
7.4 Discussion . . . 116

8 Structure spatiale et facteurs d'organisation des réseaux bocagers 119
8.1 Analyse de la structure spatiale des haies par rapport aux facteurs anthropiques de l'organisation du bocage : état des connaissances . . . 119
8.2 Analyses de la structure spatiale des réseaux de haies par rapport aux facteurs du milieu physique . . . 122
8.2.1 Organisation des réseaux de haies dans les versants . . . 122
8.2.2 Organisation des réseaux de haies par rapport à la pente topographique dans les sites étudiés . . . 130
8.3 Conclusion : comment faire le lien entre les fonctionnements agricoles et l'organisation d'un bocage fonctionnel ? . . . 135

III Modélisations des fonctions tampons et de l'organisation des paysages bocagers 137

9 Analyse du rôle tampon des réseaux bocagers sur les transferts de subsurface par une modélisation dynamique des processus : application de TNT2 141
9.1 Résumé étendu . . . 141
9.2 Article *"Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small temperate catchment"* . . . 142
9.3 Conclusion . . . 171

10 Analyse du rôle tampon des réseaux bocagers des sites d'études par des modèles de description de l'organisation fonctionnelle du bocage 173
10.1 Rôle sur les transferts de surface : application d'un modèle topologique de calcul du réseau de drainage . . . 173
10.1.1 Introduction . . . 173
10.1.2 Matériel et méthodes . . . 174
10.1.3 Résultats . . . 176
10.1.4 Discussion conclusion . . . 179
10.2 Rôle sur les transferts de subsurface : analyse spatiale du risque de transfert de nutriments . . . 180
10.2.1 Introduction . . . 180
10.2.2 Matériel et méthodes . . . 180
10.2.3 Site d'étude . . . 184
10.2.4 Analyses des données . . . 184
10.2.5 Résultats sur l'ensemble du site . . . 186
10.2.6 Résultats sur les trois bassins versants ayant fait l'objet d'un suivi empirique (A, B, C) . . . 192
10.2.7 Discussion . . . 192
10.3 Conclusion : comparaison des deux modèles . . . 194

11 Modélisation de l'organisation et des dynamiques des paysages bocagers liées aux activités agricoles 197
11.1 Introduction . . . 197
11.2 Matériel et méthodes . . . 199
11.2.1 Site étudié et simulation d'une mosaïque initiale . . . 199
11.2.2 Modélisation de l'évolution des fonctionnements agricoles . . . 205
11.3 Résultats . . . 207
11.3.1 Effets de l'agrandissement des exploitations sur la structure spatiale du paysage 207
11.3.2 Effet du changement de système de production sur la structure spatiale du paysage . . . 210
11.4 Conclusion . . . 212

12 Effet des dynamiques agricoles sur le rôle tampon des paysages bocagers 215
12.1 Effet de l'agrandissement des exploitations sur le rôle tampon des paysages bocagers 215
12.1.1 Transferts de surface : application du modèle topologique de calcul du réseau de drainage . . . 215
12.1.2 Transferts de subsurface : application de l'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments . . . 219
12.2 Effets du changement de système de production sur le rôle tampon des paysages bocagers . . . 223
12.2.1 Transferts de surface : application du modèle topologique de calcul du réseau de drainage . . . 224
12.2.2 Transferts de subsurface : application de l'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments . . . 227
12.3 Effet d'un aménagement du réseau de haies sur le fonctionnement des paysages bocagers vis à vis des transferts de subsurface . . . 231
12.3.1 Matériel et méthodes . . . 231
12.3.2 Résultats . . . 231
12.4 Conclusion . . . 233

Conclusion générale 237

Bibliographie 247

Listes 261

Annexes 273

Introduction générale

Contexte

La qualité de la ressource en eau se dégrade conjointement à l'évolution de l'agriculture

Depuis trente ans, on observe une dégradation de la ressource en eau dans de nombreuses régions agricoles du monde. Ceci est particulièrement marqué en Bretagne : au début des années 1970, les flux moyens sortant des bassins versants de Bretagne pour rejoindre l'océan étaient de l'ordre de 55 000 tonnes d'azote nitrique (exprimé en N) par an. Ces flux sortant ont augmenté de plus de 3 000 tonnes de N par an pour atteindre une valeur de 140 000 tonnes par an en 2000-2001 (Aurousseau, 2003). Ces augmentations des flux d'azote sont liées à l'augmentation des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et dans les nappes. D'autres indicateurs suivent les mêmes tendances à la dégradation, que ce soit la charge en MES, la qualité biologique des écosystèmes aquatiques, l'eutrophisation continentale ou littorale.

L'agriculture est reconnue comme l'une des sources de pollution. Depuis une quarantaine d'années, l'évolution de l'agriculture vers l'élevage intensif a entraîné de profondes modifications dans les systèmes d'exploitation et dans les paysages agricoles. Elle s'est traduite par une augmentation de la charge animale et par une augmentation des intrants, notamment sous la forme d'aliments du bétail. Le remaniement des paysages, résultant de décisions individuelles et/ou d'opérations collectives d'aménagement foncier (le premier remembrement a été réalisé en 1950), s'est traduit par une augmentation de la taille des parcelles, un arasement de haies et par une augmentation des surfaces en maïs au détriment des surfaces en prairies. C'est près de la moitié du linéaire de haies qui a été abattue. L'arasement des haies et le drainage ont permis "d'assainir" les parcelles agricoles et notamment, de faciliter l'utilisation des parcelles hydromorphes à d'autres fins que celle de prairies humides à faible chargement.

Du questionnement social à la problématique scientifique

Ce profond bouleversement des paysages et des structures physiques des exploitations a amené des questionnements forts sur l'incidence de ces changements sur les fonctionnements écologiques, hydrologiques, bioclimatologiques et agronomiques des paysages bocagers. Ainsi, une importante opération multidisciplinaire et multi-organisme a été engagée sur les bocages de l'ouest de la France dans les années 1970. Il faut souligner que cet intérêt s'est manifesté bien avant qu'on ne se mobilise sur l'impact de l'augmentation massive et continue des intrants sur la qualité des eaux (sans doute parce qu'il était visible dans le paysage, et qu'il touchait à un paysage ressenti comme un patrimoine [1]). Cet intérêt pour le bocage et sa multifonctionnalité se maintient aujourd'hui et les interrogations

[1]En Bretagne, les haies sont généralement boisées et plantées sur un talus de terre parfois consolidé par des pierres. Le début de l'embocagement remonte au Moyen-Âge et le bocage atteint une densité maximale entre 1850 et 1950 (Marguerie et al., in press). La première fonction des haies est de marquer la limite d'un territoire, entre deux

se précisent. Si la question de l'impact du niveau des intrants est maintenant posée, la question du rôle hydrologique et hydrochimique des haies est aussi récurrente. A côté de la modification des pratiques au niveau des parcelles, la gestion et l'aménagement de "zones tampons" entre les parcelles et les cours d'eau, tels que les haies ou les zones humides de fond de vallée dans les paysages bretons, apparaît comme un moyen de limiter les transferts de polluants des parcelles cultivées vers les eaux de surface, alors que l'un des objectifs des remembrements initiaux était d'accélérer l'évacuation de l'eau des parcelles.

Des points de vue disciplinaires différents

Les recherches sur les fonctions des haies dans les paysages bretons ont débuté dans le cadre d'un programme pluridisciplinaire sur les bocages "histoire, économie, écologie" (INRA et al., 1976), à l'initiative des ministères de l'Agriculture et de l'Environnement et impliquant le CNRS, l'INRA et l'Université de Rennes. Elles ont mis en évidence la diversité des rôles des haies : protection des cultures adjacentes, réduction du ruissellement et des pertes en sol, corridor pour de nombreuses espèces.

Les bocages, associations de parcelles et de haies ou de linéaires boisées, sont des paysages présents en Bretagne comme dans de nombreuses régions du monde (Baudry et Jouin, 2003) : en Chine, au Québec, dans l'ouest et le nord de l'Europe, au Mexique, au Kenya,... Les formes de bocages sont variées ; elles diffèrent par la structure des haies, par leur utilisation (fourrage, clôture, brises-vent, haies anti-érosives) et par leur organisation spatiale.

Les fonctions hydrologiques des haies ont été étudiées dans différentes régions du monde, l'essentiel de ces travaux portent sur l'érosion et le ruissellement (De Jong et Kowalchuk, 1995; Angima et al., 2002). Les études menées depuis une trentaine d'années par l'UMR Sol Agronomie Spatialisation ont mis en évidence le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des haies et les processus en jeu en contexte tempéré (Merot, 1999). Les travaux se sont d'abord focalisés sur le ruissellement et sur l'érosion : l'amplitude des crues "normales" est plus faible dans les bassins bocagers ; l'érosion est limitée à l'échelle du versant. Récemment, la thèse de Caubel (2001) a montré que la haie avait également un impact sur les transferts d'eau et de nitrate dans le sol et dans la nappe de subsurface. Les dynamiques de l'eau et du nitrate dans le sol ont été suivies le long de deux transects contigus, l'un intersectant une haie de ceinture de fond de vallée, l'autre intersectant une bordure de champs sans haie : la concentration en nitrate est plus faible au voisinage de la haie ; l'évapotranspiration des arbres de la haie entraîne un fort assèchement du sol pendant la période de végétation avec des conséquences sur la dynamique des transferts de l'amont vers l'aval de la haie à l'automne. Ces travaux ont mis en évidence un impact important des haies, mais la plupart ont été réalisés à une échelle restreinte (structure paysagère, interface haie-parcelle, ou versant), qui ne correspond pas à l'échelle de l'aménagement.

seigneuries ou deux paroisses. Puis, plus tardivement, elles deviennent clôtures de parcelle et sont mises en place pour permettre la pratique à la fois de l'élevage et de la culture. Elles ont également des fonctions secondaires telles que la production de bois, qui découle de la nécessité d'entretenir la haie pour ne pas gêner les cultures.

Parallèlement, les structures spatiales des paysages bocagers sont prises en compte dans les recherches menées au SAD-Armorique sur les relations entre agriculture et environnement. Elles sont considérées à la fois en tant que résultats de l'activité humaine, et en tant que facteurs de contrôle des processus écologiques. Les travaux de Thenail (1996) sur les relations entre l'organisation spatiale du paysage et l'organisation des activités agricoles montrent la contribution de l'activité agricole à l'organisation de la mosaïque paysagère (haies et parcelles) et rendent compte de l'influence des fonctionnements agricoles sur les dynamiques paysagères. Par ailleurs, des travaux en écologie du paysage ont intégré la structure spatiale du réseau bocager dans l'analyse des déterminants des fonctionnements écologiques (Baudry, 1985; Burel et Baudry, 1999) et ont montré les conséquences des activités agricoles et de la dynamique des paysages sur les processus écologiques (Baudry et al., 2000; Baudry et Jouin, 2003).

Enjeux et objectifs de la thèse

Les objectifs

Le premier objectif de cette thèse est d'aborder l'impact du bocage sur les flux d'eau et de nutriments à une échelle compatible avec les problématiques de gestion de la ressource en eau. Les principaux flux traités sont le ruissellement et les flux de nitrate. Ceci se fait en intégrant les résultats locaux dans une approche spatiale permettant la prise en compte d'interactions entre les éléments du paysage. L'échelle retenue est celle du bassin versant d'ordre 1 à 3 (Strahler, 1952), c'est-à-dire des paysages d'une à quelques dizaines de kilomètres carrés. Cette taille de bassins est pertinente dans une perspective de gestion de la qualité de l'eau puisque 60 à 70% des eaux des grands fleuves et grandes rivières provient des bassins d'ordre 1 à 3 (Vought et al., 1994) voire 90% d'après Kirkby (1978). En Bretagne, environ 55% de la surface correspond à des bassins d'ordre 1. Donc les bassins versants alimentant les cours d'eau de petits ordres contribuent fortement à la charge des cours d'eau en nutriments.

Le second objectif est d'articuler les connaissances sur les fonctions hydrologiques et hydrochimiques des haies avec les connaissances sur l'organisation et l'évolution des paysages sous l'effet des dynamiques agricoles. Il s'agit de prendre en compte l'effet de la gestion des paysages bocagers par l'activité agricole, à travers l'analyse des relations entre les dynamiques paysagères liées aux fonctionnements agricoles, la structure spatiale du bocage et son impact sur les flux d'eau et de nutriments.

La dimension spatiale est de plus en plus prise en compte dans l'étude des relations entre l'occupation du sol et la qualité des eaux dans les bassins versants. De nombreux travaux, empiriques ou de modélisation, réalisés à l'échelle de bassins de plusieurs centaines de kilomètres carrés montrent l'influence des grandes classes d'occupation du sol (urbain, forêt, agriculture) sur les flux d'eau et

de nutriments : les flux de polluants sont d'autant plus importants que la surface des zones urbaines est importante et que la surface en forêt est faible. La structure spatiale de l'occupation du sol est plus rarement prise en compte : Snyder et al. (2003) comparent la contribution de l'occupation du sol de la zone riparienne par rapport à la contribution de l'ensemble du bassin versant. Jordan-Meille et al. (1998) ont réalisés une analyse spatio-temporelle des transferts de phosphore dans un petit bassin versant agricole et proposent une typologie des zones sources activées en fonction de l'état hydrologique du bassin. Le rôle de la structure spatiale du paysage est abordée par le biais de la modélisation, outil d'analyse des systèmes complexes : Johnes (1996); Skop et Sorensen (1998) prennent en compte la distance au cours d'eau ; Beaujouan (2001) montre l'importance de l'arrangement spatial des parcelles en maïs et en prairie sur les flux de nitrate à l'exutoire d'un petit bassin versant.

Dans le cadre du programme Ecospace (Ruiz et al., in press), une réflexion a été menée sur la prise en compte de l'organisation spatiale des bassins versants dans les modèles fonctionnels et dans les modèles de simulations de paysages réalistes sur le plan agricole et sur les possibilités de rapprochement des deux points de vue. Cette action a été l'occasion pour les équipes de confronter leurs questions et de proposer leurs modèles. La thèse s'inscrit dans la continuité de ce travail, en considérant principalement les haies parmi les types d'occupation du sol.

Les questions que nous posons dans ce travail sont les suivantes :

- comment les observations réalisées au niveau des haies sont-elles transposables au niveau du bassin versant ?
- quelle est l'influence de la structure spatiale du bocage sur son rôle hydrologique et hydrochimique ?
- quel est l'impact des dynamiques de paysages sur l'effet du bocage sur les flux d'eau et de nutriments ?

Enjeux

L'ambition de cette thèse est de confronter deux approches, l'une focalisée sur des méthodes propres à l'étude du milieu physique basées sur les flux et les bilans de masse et d'énergie, l'autre sur des méthodes d'étude des processus d'organisation des paysages et les interactions de ces structures avec les processus écologiques. Ce rapprochement nous paraît nécessaire, d'une part parce qu'il valorise les travaux faits sur les processus physiques en leur donnant une dimension opérationnelle, d'autre part parce qu'il appuie la démarche d'écologie du paysage en l'ouvrant sur les flux physiques.

L'enjeux est aussi de fournir des bases pour des tests de scénarios d'évolution de l'agriculture et de ses conséquences sur la ressource en eau et de donner des critères aux aménageurs pour raisonner les aménagements des paysages bocagers.

Structure du mémoire

Ce travail s'articule autour de quatre parties :

- la première partie, bibliographique, est consacrée au bilan des connaissances sur le rôle des haies sur les flux d'eau et de nutriments et à une synthèse sur la définition et la mesure du rôle hydrologique et hydrochimique des "zones tampons" de façon générale, appelé "rôle tampon", à l'échelle d'un paysage. Il permet de poser les hypothèses sur l'influence de la structure spatiale des haies sur leur rôle tampon ;
- dans la seconde partie, le rôle tampon des haies est abordé par une approche empirique : après la présentation des sites d'étude, nous abordons d'une part la comparaison du rôle tampon de plusieurs bassins versants bocagers par des mesures hydrochimiques à l'exutoire, d'autre part les connaissances disponibles sur les facteurs d'organisation des bocages et des analyses complémentaires de cette organisation ;
- la troisième partie est consacrée à l'approche du rôle des haies par la modélisation. Trois niveaux de modélisation sont utilisés : la modélisation des processus hydrologiques et hydrochimiques au niveau des haies au moyen d'un modèle hydrologique distribué, la modélisation de l'organisation et de l'évolution du paysage par l'activité agricole et le couplage des deux types de modélisation pour modéliser l'impact des dynamiques agricoles sur le rôle tampon des paysages bocagers ;
- une discussion générale et les perspectives de recherche sont présentées dans la dernière partie.

Première partie

Concept de "rôle tampon" à l'échelle d'un paysage

Introduction

L'objectif de cette partie est de réaliser la synthèse des connaissances sur les rôles hydrologiques et hydrochimiques des haies, résumés par le concept de "rôle tampon", et de poser les hypothèses sur ce rôle à l'échelle du bassin versant.

Nous nous appuyons sur les travaux relatifs aux haies spécifiquement, menés pour l'essentiel à l'échelle locale. Nous explorons également la littérature relative plus généralement aux zones tampons pour la qualité de l'eau, telles que les zones humides, les ripisylves ou les bandes herbeuses, pour faire le point sur ce que recouvre la notion de rôle tampon à l'échelle d'un paysage et sur les différentes méthodes de mesure.

Cette partie s'articule autour de quatre chapitres :

- la présentation générale des voies de circulation de l'eau et des polluants dans les bassins versants bretons,
- l'état des connaissances sur les rôles hydrologiques et hydrochimiques des haies,
- la clarification du concept de rôle tampon des structures paysagères et les limites de sa mesure à l'échelle d'un paysage,
- les hypothèses sur le rôle des haies sur les flux d'eau et de nutriments à l'échelle du paysage.

Chapitre 1

Transfert de l'eau et des éléments associés dans les bassins versants armoricains

Le rôle hydrologique et géochimique des haies dépend des cheminements de l'eau et des éléments associés dans les bassins versants. Nous abordons en premier lieu les chemins de circulation de l'eau puisqu'ils conditionnent les transferts des nutriments et sédiments vers les eaux superficielles.

1.1 Circulations d'eau

Les bassins versants bretons sont majoritairement des bassins sur socle ancien granitique ou schisteux. Ils sont composés de trois couches :

- en profondeur, le socle fissuré, granitique ou schisteux, et à faible perméabilité,
- au-dessus, la couche d'altération de la roche mère (altérite de schiste ou arène granitique) qui peut avoir plusieurs dizaines de mètres de profondeur,
- en surface, le sol, de type limoneux acide, avec une teneur en matière organique variant de 2 à 7% à l'échelle régionale. Son épaisseur est de l'ordre du mètre, elle varie à l'échelle du versant et en fonction du substrat géologique. Les sols sont bien généralement bien drainés en haut de versant et hydromorphes dans les bas-fonds (Walter et al., 2002).

1.1.1 Écoulement dans les versants

L'eau de pluie arrivant en surface du sol tend à s'infiltrer sous l'effet de la gravité et du potentiel matriciel. L'infiltrabilité est forte dans les sols sur substrat granitique ; les sols sur schiste sont moins perméables en hiver. L'eau infiltrée se redistribue en rechargeant localement le sol (remplissage de la porosité) et en percolant en profondeur. En l'absence de couche imperméable, les transferts d'eau dans le sol non saturé sont essentiellement verticaux. La percolation est le processus dominant en haut de versant.

La nappe de subsurface qui se développe dans l'altérite et dans le sol, joue un rôle majeur dans les transferts d'eau et de polluants : Molénat et al. (1999) montrent que l'écoulement de nappe représente 95% de l'écoulement annuel dans le bassin versant de Naizin (Morbihan). Les écoulements de nappe sont essentiellement latéraux. La profondeur de la nappe varie en fonction des saisons : en haut de versant, la nappe se situe entre 1 à 2 m de profondeur pendant les périodes de forte pluviosité (décembre à mars) et 8 à 10 m pendant les périodes de faible pluviosité (juin à septembre). En bas de versant, le battement de nappe est plus faible : la nappe affleure à la surface du sol en hiver et se situe entre 1 et 2 m de profondeur en été. Les zones humides de bas de versant, où la nappe est proche de la surface, représentent 10 à 15% de la surface des bassins versants en Bretagne. La forte réactivité de la nappe et son affleurement à l'aval sont des caractéristiques des bassins versants armoricains. Le temps de résidence de l'eau y est variable, de quelques jours à plusieurs années en fonction des chemins de l'eau et de la nature des matériaux traversés (Molénat et al., 1999), donc les bassins présentent une forte inertie hydrologique.

1.1.2 Écoulements sur les versants : le ruissellement

Le ruissellement est le processus complémentaire de l'infiltration. Deux types de processus peuvent générer du ruissellement et contribuer à la genèse des crues lors d'un événement pluvieux : le premier type de ruissellement, le *ruissellement de versant* ou *ruissellement hortonien*, survient lorsque que l'intensité de la pluie est supérieure à la capacité d'infiltration locale du sol (Horton, 1933). Le second type de ruissellement, le *ruissellement sur surface saturée* ou *ruissellement de zone contributive*, survient lorsque la pluie tombe sur un sol dont l'ensemble du profil est déjà saturé. Il se produit quelle que soit la capacité d'infiltration du sol (Kirkby, 1978). En Bretagne, le ruissellement de versant est peu fréquent compte tenu de la bonne perméabilité de surface des sols et de la faible intensité des pluies. Il est observé lors d'événements pluvieux importants sur des surfaces où le couvert végétal est peu développé, par exemple les sols laissés nus en hiver entre deux cultures de maïs et dont la surface a été compactée par les engins de récolte, ou les semis de céréales d'hiver avant que la végétation ne soit bien établie. Le ruissellement sur surface saturée est observé en période hivernale en bas de versant, au niveau des sols hydromorphes de fond de vallée, où la nappe est proche de la surface du sol. Les quantités ruisselées dépendent de l'extension de la zone contributive (zone humide de fond de vallée) et de la hauteur de pluie. En période de crues, 30% du débit sont dus au ruissellement, et le ruissellement sur surface saturée est le processus dominant (Durand et Juan Torres, 1996).

1.2 Transferts d'éléments associés aux écoulements de surface

Le ruissellement peut générer des processus d'érosion concentrée ou diffuse dans le versant. Contrairement à d'autres régions, où l'intensité des pluies est plus importante, l'érosion hydrique n'est pas un problème majeur actuellement en Bretagne (Le Bissonnais et al., 2002). Elle est observée en automne-hiver en l'absence de couvert végétal bien développé. Néanmoins, la vulnérabilité des sols

bretons tend à augmenter en raison de la diminution progressive des teneurs en matière organique. La perte en sol influe sur la qualité chimique et biologique des eaux superficielles : elle augmente la turbidité des eaux et les particules érodées sont le vecteur d'éléments chimiques adsorbés tels que le phosphore et les produits phytosanitaires.

Le ruissellement est l'une des voies de transfert des produits phytosanitaires : lors d'une averse peu après le traitement des parcelles, les concentrations en pesticides peuvent être très fortes (Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999).

1.3 Transferts de nitrate associés aux écoulements de subsurface

L'azote présent dans les sols agricoles est essentiellement sous forme organique. Il provient de l'assimilation d'azote atmosphérique par les micro-organismes du sol, des précipitations, de l'apport de fertilisants azotés organiques (effluents d'élevage, composts...) ou minéraux (sous forme d'ammonium, de nitrate ou d'urée), et de la restitution de matière organique par les végétaux. Le nitrate (NO_3^-) présent dans les sols provient soit de l'apport de nitrate par les engrais minéraux, soit de la minéralisation de l'azote organique par les micro-organismes du sol. La minéralisation conduit à la production d'ammonium par ammonification et de nitrate par nitritation puis nitratation. Elle augmente avec les apports de matière organique et est maximale au printemps et à l'automne lorsque la température est douce et le sol humide (Haynes, 1986).

Dans les sols, le nitrate est "consommé" par deux types de processus (Firestone, 1982) :

- *la dénitrification hétérotrophe* : il s'agit de la réduction du nitrate en nitrite puis en azote gazeux (NO, N_2O et N_2) par des bactéries (dont *Pseudomonas* et *Agrobacterium*) qui utilisent le nitrate comme accepteur d'électrons pour la respiration. Ce sont des bactéries anaérobies facultatives. Les conditions de la dénitrification sont l'existence de conditions anaérobies induites par une saturation de la porosité du sol par l'eau, la présence de carbone assimilable par les micro-organismes et la disponibilité des nitrates. Dans les bassins versants, la dénitrification a principalement lieu au niveau des zones humides de fond de vallée ;
- *le prélèvement par la végétation.* Le nitrate et l'ammonium sont les principales formes de l'azote utilisées par les végétaux. L'assimilation du nitrate est un processus saisonnier, maximum au printemps-été, pendant la phase de croissance de la végétation.

Le nitrate, très soluble et peu retenu sur le complexe argilo-humique, est transféré du sol vers les eaux de nappe par la percolation. Dans la nappe, il est transféré par convection et par diffusion. Il peut être consommé par dénitrification autotrophe en présence de pyrite (FeS_2) (Pauwels et al., 1998). La nappe constitue un réservoir de nitrate important et non limité à l'échelle de l'année. Elle contrôle les flux de nitrate du sol vers la rivière (Molénat et al., 1999).

A l'échelle du bassin versant, l'occupation du sol et le mode de gestion des couverts végétaux contrôlent la répartition des sources de nitrate et des zones de prélèvement par la végétation et les conditions hydrologiques contrôlent le cheminement de l'azote et les stocks d'azote qui contribuent au flux dans la rivière (figure 1.1). Le temps de réponse des bassins versants est un facteur important

en raison de la longueur des temps de transferts dans certains compartiments hydrologiques et du stockage de l'azote dans les sols et dans la matière organique.

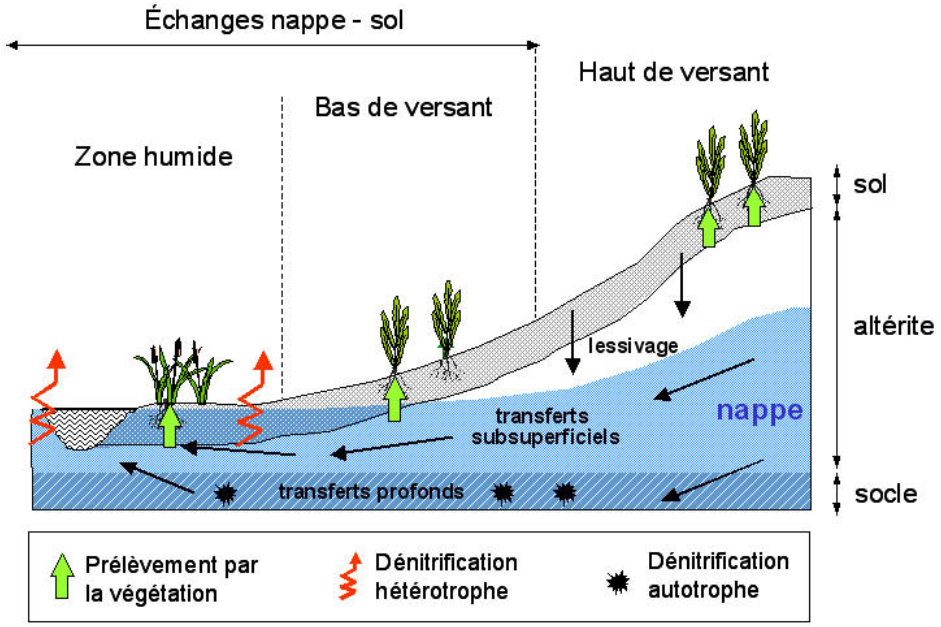


FIG. 1.1 – Transferts et transformations de l'azote dans un bassin versant à nappe superficielle.

Chapitre 2

Rôles hydrologiques et hydrochimiques des réseaux de haies

Le rôle hydrologique et géochimique des haies a fait l'objet de travaux nombreux depuis la fin des années 1970, notamment en Bretagne. Nous ne traitons ici que du rôle des haies sur les transferts d'eau et sur les éléments transportés par l'eau. Leur rôle sur la dispersion aérienne de polluants et sur l'érosion éolienne n'est pas abordé. Nous distinguons le rôle vis à vis des transferts de surface (ruissellement, érosion, pesticides, phosphore) des rôles vis à vis des transferts de subsurface d'eau et d'éléments dissous (nitrate, phosphore). Merot (1999) et Caubel (2001) ont réalisé des synthèses détaillées sur le rôle des haies sur l'hydrologie et la géochimie des eaux. Nous ne reprenons que les principaux résultats.

2.1 Impact des haies sur les transferts de surface

2.1.1 Impact sur le ruissellement

Les haies ont une influence sur les 2 types de ruissellement. Le ruissellement de zone contributive est limité par la présence de haies de ceinture de fond de vallée situées en bas de versant, à l'interface de la zone hydromorphe et du versant bien drainé. Elles sont fréquemment rencontrées en Bretagne (Bazin, 1995). Ce sont des structures souvent anciennes et constituées d'arbres plantés sur un talus important. Le talus de ceinture limite l'extension de la zone contributive vers l'amont du versant : la surface de la zone contributive varie peu pendant la saison hivernale et le ruissellement sur surface saturé est ainsi limité (Merot, 1999). Le rôle des haies vis à vis du ruissellement de versant est immédiatement perceptible : le ruissellement de versant qui arrive en amont d'une haie perpendiculaire à la direction de l'écoulement est ralenti et infiltré ou redirigé. L'infiltration est favorisée par la forte perméabilité du sol au voisinage des haies, liée à la forte teneur en matière organique et à la porosité au niveau des anciennes racines. Les haies non perpendiculaires aux écoulements participent également à l'allongement des distances et des temps de transfert en ralentissant et en redirigeant le ruissellement.

Merot (1978) a étudié l'influence des haies sur le ruissellement à l'échelle du bassin versant, en comparant le ruissellement à l'exutoire de 2 bassins, l'un bocager et l'autre non bocager, lors d'événements pluvieux d'intensité "normale". Il montre d'une part que le ruissellement est constant et plus faible dans le bassin versant bocager, d'autre part que dans le bassin non bocager, la lame ruisselée dépend à la fois de l'intensité des pluies et de la hauteur d'eau alors que dans le bassin bocager elle ne dépend que de la hauteur d'eau. Il l'explique par le fait que le ruissellement de versant est réinfiltré à l'échelle du bassin au niveau des haies. Seul le ruissellement sur surface saturée intervient et il est constant puisque l'extension de la zone contributive est limitée par la présence d'un talus de ceinture de fond de vallée. Pour des événements pluvieux de forte intensité, toute la pluie doit ruisseler puisque la capacité d'infiltration du sol est dépassée. Toutefois, la fonction de transfert, qui caractérise la forme de l'hydrogramme de crue, doit rester spécifique dans les bassins bocagers avec un étalement plus important de l'hydrogramme dans le temps et un pic de crue plus faible dans les bassins de petit ordre Merot (1999).

Merot et al. (1995) ont modélisé la modification du réseau de drainage par un réseau de haies à l'échelle du bassin versant en considérant que les haies redirigent les écoulements. Ils ont comparé l'effet du bocage sur plusieurs paramètres (pente des pixels haies, distance au cours d'eau et surface connectée à l'exutoire) pour 4 bassins versants présentant un gradient de densité de haies (39, 69, 160 et 190 $m.ha^{-1}$). Le chemin de l'eau vers l'exutoire est modifié par le bocage :

- soit il est détourné et donc rallongé. Dans ce cas, la pente motrice est diminuée : en moyenne la pente motrice des pixels haies est diminuée de 50 %, ce qui allonge encore le temps de transfert,
- soit le chemin de l'eau est segmenté par la présence de haies-puits qui forcent l'eau à pénétrer dans le sol, ce qui allonge également le temps de transfert vers l'exutoire.

L'effet du bocage sur le ralentissement des écoulements de surface peut être considéré comme un obstacle pour l'utilisation agricole des parcelles situées en amont d'une haie, car l'accumulation d'eau gêne la croissance des cultures. Les talus sont donc parfois percés de drains ou interrompus pour permettre l'évacuation rapide de l'eau. Le rôle tampon hydrologique des haies qui est mis en avant actuellement est en contradiction avec l'un des objectifs des remembrements passés d'assainir les parcelles cultivées en facilitant l'évacuation de l'eau.

En augmentant les distances et les temps de transfert du ruissellement de versant, les haies favorisent l'infiltration, la biodégradation ou le dépôt des particules, nutriments et pesticides associés à ce type de transfert. Mais il existe peu de travaux sur la quantification de ce rôle. Dans le bassin versant de la lagune de Venise, Franco et al. (1996) estiment que les haies larges plantées en bordure de la lagune entraînent un abattement de 60% des quantités d'eau ruisselées et de 75% du flux de phosphore total ruisselé, en moyenne sur 1,5 an.

2.1.2 Impact sur l'érosion hydrique et sur l'organisation du sol

Le rôle des haies sur l'érosion hydrique est très étudié dans les contextes méditerranéens et semi-arides, où les pluies sont de forte intensité. L'une des méthodes mises en oeuvre pour contrôler

l'érosion est l'implantation de haies arborées, arbustives ou herbacées le long des courbes de niveaux dans les zones de forte pente ("contour hedging"). Des travaux menés au Nigeria, au Kenya et aux Philippines, montrent l'efficacité de ces systèmes, avec une réduction de 48 à 85% des pertes en sols (Paningbatan et al., 1995; Young, 1997; Angima et al., 2002). En Bretagne, dans des bassins versants granitiques, Carnet (1978) met en évidence l'accumulation de particules érodées en amont des haies qui conduit au comblement du fossé initialement présent, et l'érosion à l'aval du talus.

A l'échelle du versant, la présence de haies anti-érosives perpendiculaires à la pente conduit à une redistribution des particules érodées avec des conséquences sur la structure et l'organisation des sols. Walter et al. (2003) ont étudié le rôle de ces haies sur les propriétés du sol, sur le développement du profil au niveau de la haie et sur l'organisation du sol et le stock de matière organique à l'échelle du versant, dans sept sites du Massif Armoricain. Ils ont observé un épaississement progressif de l'horizon organique depuis le haut du versant jusqu'en amont de la haie et une teneur en carbone organique forte sous la haie. La haie a deux effets sur le stock de carbone organique : un effet local dû à la présence d'arbres et un effet dans le versant dû au rôle de barrière anti-érosive de la haie. Ils estiment qu'en moyenne un réseau de haies de 200 $m.ha^{-1}$ contribue à 38% du stock de carbone organique dans un bassin versant. Ce rôle des haies est pris en compte dans des modèles prédictifs d'érosion et de redistribution des particules érodées à l'échelle de bassins versants (Mitas et Mitasova, 1998; Bowes, 2001).

2.2 Impact des haies sur les transferts de subsurface

Comme les cultures, les haies ont une influence sur les transferts de subsurface d'eau et de nitrate via le prélèvement par la végétation. La spécificité des haies est liée à la présence d'une végétation permanente et généralement arborée : les arbres sont présents dans les 2/3 des bordures de champs en Bretagne (IDF, 1997). La thèse de Caubel (2001) montre que le rôle des haies vis à vis des transferts de subsurface peut être important localement, mais il a été peu exploré. Le prélèvement d'eau et de nutriments par la végétation de la haie a surtout été envisagé en terme de compétition avec les cultures adjacentes : de nombreuses études ont été menées sur l'approvisionnement en eau et en nutriments des cultures situées au voisinage d'une haie. Nous disposons de peu de références sur le prélèvement en eau et en nutriments des haies elles-mêmes. Nous nous appuyons donc également sur les références disponibles sur le prélèvement par les arbres en contexte forestier et agroforestier.

2.2.1 Impact sur les flux d'eau dans les versants

Les haies ont une influence sur les flux d'eau dans les versants par le prélèvement d'eau dans les sols et la nappe par l'évapotranspiration. L'évapotranspiration des arbres est régie par les mêmes mécanismes que la végétation herbacée. Dans la suite du travail, nous ferons référence aux 3 notions suivantes :

– *l'évapotranspiration potentielle (ETP)* traduit la demande climatique. Elle est définie comme l'ensemble des pertes en eau par évaporation et transpiration par unité de temps par une vé-

gétation herbacée rase, recouvrant complètement le sol, de hauteur uniforme et bien alimentée en eau (Hillel, 1980). Il s'agit d'une évapotranspiration de référence, dépendant uniquement des facteurs climatiques locaux et utilisée pour comparer les conditions climatiques entre différentes régions (Penman, 1956).

- *l'évapotranspiration maximale (ETM)* correspond à l'ETP pour un couvert végétal réel dans une région donnée. Elle est définie à différents stades de développement végétatif, lorsque l'eau est en quantité suffisante et que les conditions agronomiques sont optimales. Comme l'ETP, elle peut être calculée à partir des données météorologiques et de la résistance spécifique du couvert considéré aux échanges d'eau avec l'atmosphère, par exemple avec l'équation de Penman-Monteith (Monteith, 1965). Dans certaines conditions, l'ETM peut être supérieure à l'ETP puisque l'ETP est calculée pour un couvert herbacé standard.
- *l'évapotranspiration réelle (ETR)* correspond à la quantité d'eau évapotranspirée par un couvert végétal réel dans les conditions réelles d'humidité du sol. L'ETR est égale à l'ETM lorsque la teneur en eau du sol n'est pas limitante.

D'une manière générale, l'évapotranspiration est conditionnée par

1. des facteurs climatiques (le rayonnement net, la turbulence, la température et le déficit de saturation de l'atmosphère),
2. l'humidité du sol dans la zone racinaire,
3. les caractéristiques de la végétation (espèce, âge, stade de développement, structure du peuplement).

Dans un contexte climatique donné, l'ETR des arbres est supérieure à celle des couverts herbacés car plusieurs facteurs de contrôle sont modifiés. L'énergie disponible pour la transpiration des arbres (demande climatique) est plus importante : d'une part l'absorption du rayonnement incident est plus efficace, car la surface d'interception du rayonnement est importante et l'albedo des couverts arborés est plus faible que celui des couverts herbacés (Cosandey, 2001) ; d'autre part, la forte rugosité de la canopée augmente la turbulence de l'air au voisinage des arbres, diminue la résistance du couvert et favorise les transferts par advection vers l'atmosphère. La transpiration des arbres dépend de l'indice de surface foliaire (LAI : Leaf Area Index) et de la conductance des stomates (Granier et al., 2000). Pour les arbres à feuilles caduques, l'indice foliaire subit des variations saisonnières. Bréda et Granier (1996) ont mesuré la date de débourrement, l'indice foliaire et la transpiration d'un peuplement de chênes (*Quercus petraea*) âgés de 35 ans pendant 5 ans dans l'est de la France. Ils montrent que la transpiration augmente linéairement avec l'indice foliaire, dès le débourrement. Huit jours après le débourrement, l'indice foliaire atteint 80% de l'indice foliaire maximal observé pendant la saison de végétation. En raison des propriétés de leur système conducteur, les arbres sont capables de maintenir une conductance stomatique non négligeable, y compris pendant les périodes de sécheresse marquée. La période de prélèvement significatif est ainsi plus longue pour les arbres que pour les autres couverts. De nombreuses espèces maintiennent une évapotranspiration importante pendant les périodes de stress hydrique (Dougherty et Hinckley, 1981; Teskey et Hinckley, 1981; Bréda et al., 1993). Granier et al. (2000) ont calculé la conductance de la canopée à partir des

mesures de transpiration pour 21 peuplements forestiers de feuillus et de conifères, dans différents contextes climatiques. Ils montrent que la conductance de la canopée et la transpiration diminuent linéairement lorsque la teneur en eau du sol est inférieure à 40% de la teneur en eau maximale. Halldin et al. (1985) observe une diminution à partir du même seuil pour un peuplement de chênes.

Enfin, un autre facteur jouant dans le même sens est la plus grande quantité d'eau accessible à la transpiration : les arbres peuvent extraire l'eau du sol à de plus grandes profondeurs que les prairies et cultures car ils ont généralement un système racinaire plus développé : Canadell et al. (1996) ont passé en revue les profondeurs maximales d'enracinement mentionnées dans la littérature pour les arbres et les couverts herbacés dans différents contextes climatiques. La profondeur d'enracinement maximale des arbres varie de 1,2 à 7 m ; pour les arbustes et les couverts herbacés elle varie de 0,1 à 2,6 m. Dans un peuplement de chênes âgés de 32 ans, situé sur des sols profonds dans l'est de la France, Bréda et al. (1993) estiment que la profondeur d'enracinement des arbres est supérieure à 1,4 m. La profondeur d'enracinement dépend de l'espèce, du stade de développement et des caractéristiques du sol. Le prélèvement en eau dépend en partie de la densité des racines et de leur diamètre. Les arbres utilisent préférentiellement l'eau des horizons superficiels, où la colonisation racinaire est la plus importante, mais les racines des horizons plus profonds jouent un rôle important pendant les périodes de déficit hydrique (Rambal, 1984). A partir d'un suivi de la teneur en eau du sol dans un peuplement de chênes, Bréda et al. (1995) ont montré que la distribution du prélèvement d'eau entre les différents horizons varie en fonction de l'état hydrique du sol. Le système racinaire des arbres permet également des redistributions de l'eau entre des horizons du sol ayant des potentiels hydriques différents. Des phénomènes de remontée d'eau de la nappe vers les horizons du sol plus secs ont été décrits dans différents contextes pédo-climatiques (Burgess et al., 1998; Caldwell et al., 1998). Leur importance quantitative sur les flux d'eau est limitée mais leur signification fonctionnelle peut être plus grande, par exemple pour la mobilisation de nutriments dans les horizons les plus secs.

Dans les climats tempérés, le fonctionnement hydrique des arbres est surtout décrit en forêt. En France, l'ETR annuelle des arbres varie de 400 à 700 mm et l'ETR pendant la saison de végétation représente 80% de l'ETP (Saugier, 2001). Humbert et Najjar (1992) ont rédigé une synthèse bibliographique sur l'utilisation de l'eau par les peuplements forestiers en climat tempéré. Ils montrent la grande variabilité de l'ETR des arbres, fonction de nombreux facteurs. Le rapport ETR/ETP varie de 0,67 à 1,28 pendant la période de végétation. Il est fortement lié à la quantité d'eau disponible. L'ETR journalière varie de 2 à 5 mm, en fonction de l'espèce considérée et de l'eau disponible (ONF, 1999) : l'ETR maximale mesurée par Bréda et al. (1993) à partir de mesures de flux de sève est de 3,8 $mm.j^{-1}$, le maximum mesuré par Nizinski et Saugier (1989) en Forêt de Fontainebleau est de 3,4 $mm.j^{-1}$. Plusieurs travaux ont comparé l'ETR des arbres à l'ETR de couverts herbacés. Lorsque la teneur en eau du sol n'est pas limitante, l'ETR d'une prairie représente 80 à 90% de l'ETR d'une forêt. En cas de déficit hydrique, l'ETR de la prairie représente 60 à 70% de l'ETR d'une forêt (Kozlowski et Pallardy, 1997). Kedziora et al. (1989) ont réalisé un bilan radiatif pour comparer l'ETR d'une forêt à celle d'autre couverts végétaux : ils évaluent la différence d'ETR entre une forêt et une prairie à 100 mm (forêt : 582 mm, prairie : 484 mm, parcelle cultivée : 492 mm). Les différences entre

les forêts et les autres couverts végétaux sont surtout marquées dans les sols profonds sans horizons limitant la progression des racines, et dans des climats présentant une période de déficit hydrique et une période pluvieuse permettant la réhumectation des sols et la reconstitution des réserves en eau (Aussenac, 2000).

L'utilisation de l'eau par les arbres isolés a surtout été étudiée dans le cadre de l'agroforesterie, dans des climats arides à sub-arides, et de façon moins importante en climat tempéré et méditerranéen (Auclair et Dupraz, 1999). Les études analysent le plus souvent l'impact des haies ou brise-vent sur les cultures intercalaires, que l'impact des haies elles-mêmes sur les stocks et la dynamique de l'eau du sol. L'enracinement profond des arbres semble accentué en contexte agroforestier : Schroth (1999) évoque des adaptations du système racinaire des arbres qui conduit à une séparation verticale du système racinaire des arbres de celui des cultures et un enracinement des arbres de 4 à 18 m de profondeur. En Australie, Tuteja et al. (2003) mesurent une profondeur d'enracinement de 6 m pour les arbres et de 2,3 m pour les cultures et prairies. L'augmentation de l'utilisation de l'eau du sol et du prélèvement de nutriments due à la présence d'arbres est décrite pour les systèmes agroforestiers australiens (Eastham et al., 1990) ou de l'ouest de l'Europe (De Montard et al., 1999). L'importance de la proximité de la nappe pour le prélèvement d'eau est mise en évidence par De Montard et al. (1999) dans des associations arbres-prairies.

L'impact des haies sur l'évapotranspiration dans les conditions climatiques de l'ouest de l'Europe a été étudié à la fin des années 1970, dans des zones présentant des densités de haies différentes (Guyot et Seguin, 1978; De Parcevaux et Guyot, 1980). L'objectif de ces études était d'analyser l'impact des haies sur l'évapotranspiration des parcelles adjacentes, sur les facteurs de production agricole et sur l'ETP. L'ETR de la haie elle-même n'a pas été quantifiée. En Pologne, à partir d'un bilan radiatif à l'échelle du paysage, Ryszkowski et Kedziora (1987) montrent que l'ETR est de 610 mm pour une haie brise-vent pendant la saison de végétation et 500 mm pour une prairie. En Bretagne, Carnet (1978) a étudié la teneur en eau du sol au voisinage de plusieurs haies et a montré l'effet de l'ETR sur l'assèchement du sol localement. Merot (1978) a comparé les bilans hydrologiques pour des bassins bocagers et non bocagers, afin d'estimer l'ETR annuelle. Il conclue que l'ETR est similaire dans les deux types de paysages pour deux années climatiques moyennes. Mais le bilan réalisé ne prend en compte ni la teneur en eau du sol ni la présence d'un bois sur le bassin. Caubel et al. (2003) ont étudié le potentiel de l'eau du sol et la teneur en eau le long de 2 transects voisins, l'un intersectant une haie arborée, l'autre sans haie, pendant deux années (figure 2.1). La haie étudiée se situe à l'interface d'une zone humide de bas-fond à l'aval et du versant bien drainé à l'amont. A la fin de l'été, le transect intersectant la haie présente un déficit hydrique supplémentaire de 100 mm par rapport au transect sans haie. L'influence de la haie sur la teneur en eau du sol est marquée jusqu'à 10 m en amont. A l'automne, à la reprise des précipitations, la saturation des sols est plus tardive au niveau du transect avec haie et les transferts transversaux d'eau de l'amont vers l'aval de la haie sont retardés.

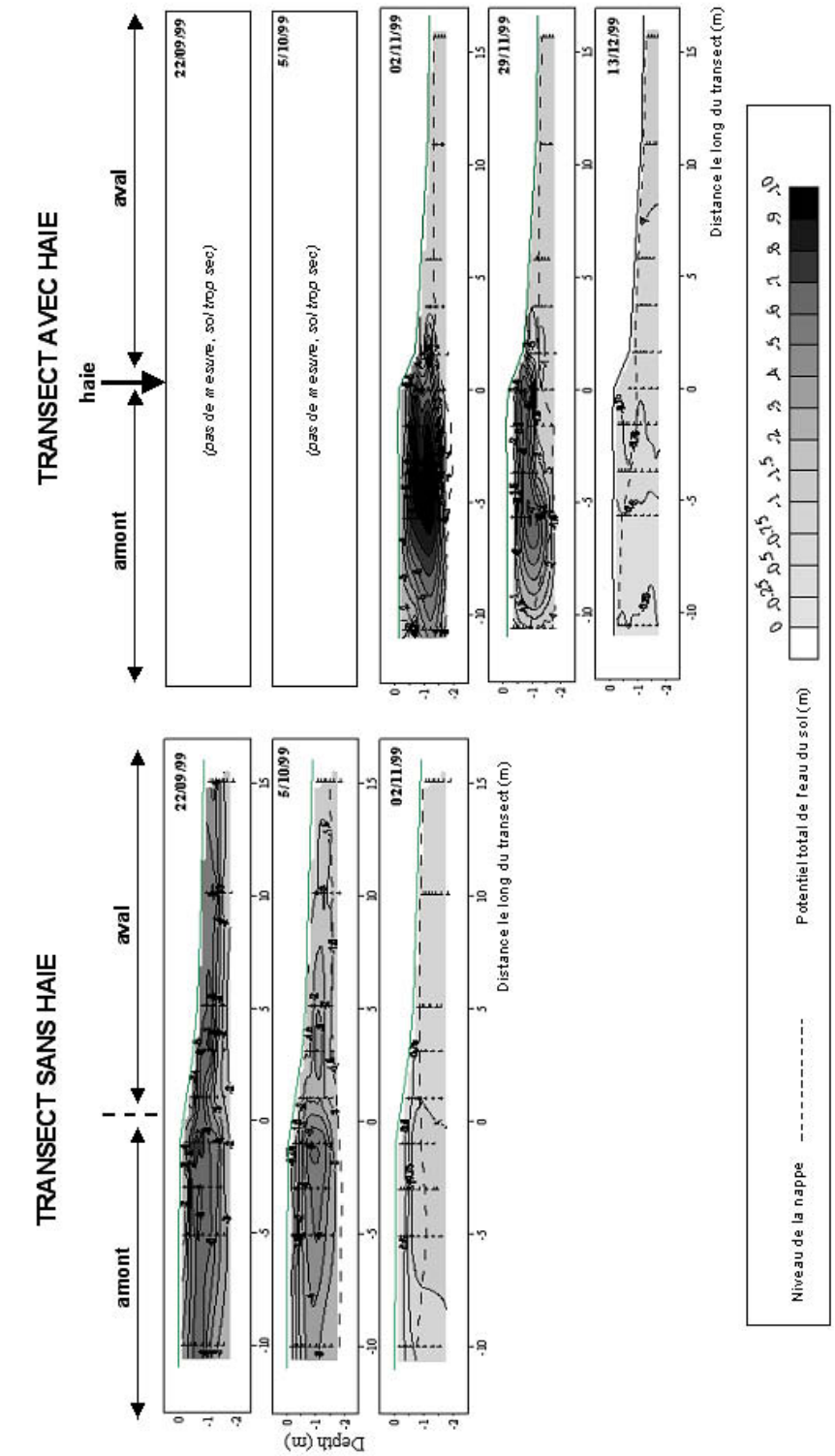


FIG. 2.1 – Cartes des isovaleurs du potentiel total de l'eau en automne le long de deux transects voisins, l'un intersectant une haie, l'autre sans haie, en Bretagne (d'après Caubel et al. (2003)).

2.2.2 Impact sur les flux de nutriments

Le processus dominant à l'origine du rôle des haies sur les flux de nutriments est le prélèvement pour la croissance de la végétation. La plante intervient directement dans le cycle de l'azote en prélevant de l'azote dans le sol, et en restituant une partie par la litière ou les résidus de récolte, et en modifiant localement les propriétés physiques et chimiques du sol et l'activité des micro-organismes qui en découle. Les espèces ligneuses sont caractérisées par une croissance cyclique annuelle ou pluriannuelle, qui se traduit par une variation temporelle des prélèvements de nutriments. Au printemps, la croissance rapide des feuilles crée une demande forte : les besoins sont satisfaits par l'absorption racinaire d'azote dans le sol et par le transfert direct d'azote par voie interne des organes âgés vers les organes en croissance. Les arbres utilisent l'azote sous forme d'ammonium ou de nitrate, la préférence pour l'une ou l'autre des formes d'azote dépend de l'espèce et des caractéristiques du milieu (Van Miegroet et Johnson, 1993). La feuille représente le principal lieu de stockage de l'azote en période de végétation. A l'automne, l'azote foliaire des arbres à feuilles caduques est remobilisé vers les parties pérennes de la plante. La remobilisation est de l'ordre de 80% de l'azote foliaire chez le peuplier (Gaudillère, 1997). Les arbres se distinguent des autres végétaux par une incorporation annuelle d'éléments en général importante pour l'accroissement de la biomasse et des restitutions par la litière et par la mortalité des arbres qui diminuent très nettement les pertes absolues du sol (Ranger et al., 1995). Dans un bassin forestier (bassin versant du Hubbard Brook, New Hampshire USA), peuplé par un mélange de feuillus âgés de 55 ans, Lickens et Bormann (1995) ont calculé les flux annuels d'éléments chimiques dans les différents compartiments (végétation, sol, nappe). Ils ont mesuré que le prélèvement d'azote par les arbres représente 79,6 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, la restitution par la litière et par la nécrose des racines 60,4 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, le stockage dans la biomasse aérienne et racinaire des arbres 9 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, et le stockage dans le sol 7,7 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Ranger et al. (1995), dans une forêt de châtaigniers en France, et Mussche et al. (1998), dans une forêt mixte de chênes-hêtres en Belgique, mesurent des flux et des stocks du même ordre de grandeur. En forêt à l'échelle annuelle, le bilan entre le prélèvement et la restitution est légèrement négatif : la présence d'arbre conduit à un stockage de l'azote dans la matière organique du sol et à plus long terme dans la biomasse des parties pérennes de la végétation.

Dans les systèmes agroforestiers en climat tropical, les arbres sont notamment utilisés pour leur capacité à mobiliser les nutriments dans les horizons profonds du sol et à les restituer dans les horizons supérieurs, accessibles aux racines des plantes cultivées (Buresh et Tian, 1998). Van Noordwijk et al. (1996) insistent sur les conséquences de ce type de fonctionnement en terme d'épuration : le système racinaire des arbres constitue des "safety-net", situés sous le système racinaire de la culture annuelle et limitant le lessivage de l'azote vers les horizons plus profonds. Au Kenya, Lehmann et al. (1998) ont comparé les teneurs en azote dans l'eau du sol entre une monoculture de sorgho (*Sorghum bicolor L.*) et une culture mixte avec de l'acacia (*Acacia saligna (Labill.)*). Ils ont mesuré les entrées d'azote (fertilisation et précipitations) et les sorties (exportation par la végétation et lessivage). Ils montrent que la teneur en azote dans les trente premiers centimètres de sol est faible dans les deux cas. A plus de 120 cm de profondeur, la concentration en nitrate est plus faible dans le cas de

la culture mixte : en présence d'arbres, les pertes d'azote par lessivage sous l'horizon racinaire du sorgho sont 53% inférieures aux pertes mesurées en monoculture. Ces observations sont liées à la fois à la densité racinaire plus importante dans le cas d'une culture mixte et à un meilleur rapport perte/prélèvement pour les arbres. De même, au Costa Rica, Seyfried et Rao (1991) observent un lessivage plus faible dans une association maïs-arbres que dans une monoculture de maïs. Hartemink et al. (1996) concluent à partir de mesures de concentrations en nitrate dans les sols et de la teneur en eau que l'introduction d'arbres (*Sesbania sesban*) permet de réduire le lessivage de nitrate dans une culture de maïs.

Plusieurs études se sont focalisées sur la consommation en nitrate des forêts ripariennes. Jordan et al. (1993) et Sanchez-Perez et al. (1999) ont mesuré des abattements de la teneur en nitrate de 95% soit 140 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, qu'ils attribuent à la fois au prélèvement par la végétation et à la dénitrification. Correll et Weller (1989) ont quantifié la part du prélèvement dans l'abattement : il représente 25% pour un abattement total de 86 %. Dans la zone alluviale garonnaise, Pinay et al. (1995) montre qu'une ripisylve peut prélever en moyenne 0,38 $g.j^{-1}.m^{-2}$ d'azote, soit 38 fois plus qu'une prairie pâturée et 1,5 à 2 fois plus qu'une peupleraie mâture. L'effet des forêts ripariennes et la part relative du prélèvement par rapport à la dénitrification sont variables en fonction des contextes pédologiques et hydrologiques. Dans certains bassins versants, leur rôle peut être nul (Norton et Fisher, 2000).

Mette et Sattelmacher (1994) considèrent que l'effet des haies sur les flux d'azote dans le sol est faible. Ils mesurent des teneurs en azote plus fortes au voisinage d'une haie (9 $tN.ha^{-1}$) que dans le reste de la parcelle cultivée (5 $tN.ha^{-1}$). Ils l'expliquent par des restitutions par la litière supérieures aux prélèvements. Au contraire, Franco et al. (1996) mettent en évidence l'influence d'une haie arborée large, située dans le bassin versant de la lagune de Venise, sur les flux de nutriments : ils mesurent un abattement moyen sur 1,5 an de la concentration en nitrate dans les eaux de nappe de 50% et de 80% dans les eaux de ruissellement. L'abattement présente des variations saisonnières avec un maximum en été.

En Bretagne, Caubel (2001) met en évidence l'effet d'une haie de ceinture de fond de vallée sur la réduction des teneurs en nitrate dans la nappe de subsurface, en comparant un transect intersectant une haie à un transect sans haie : pendante toute l'année, les teneurs en nitrate mesurées sur le transect avec haie sont plus faibles que sur le transect sans haie. Au printemps l'abattement des concentrations entre l'amont et l'aval de la haie est en moyenne de 75%, soit 30 $kgN.ha{-}1$. Cet abattement est attribué au prélèvement et à la dénitrification, favorisée au voisinage de la haie par la présence de matière organique. Mais la part relative des deux processus n'a pas été mesurée. A l'échelle du bassin versant, Pinay et Troccaz (1999) n'ont pas trouvé de relation entre le flux de nitrate à l'exutoire et la densité de haies en comparant des bassins présentant un gradient de densité bocagère au nord de l'Ille-et-Vilaine.

2.3 Bilan des connaissances

La plupart des travaux ont été réalisés à l'échelle d'une haie ou de structures paysagères restreintes. Ils montrent que les rôles hydrologiques et hydrochimiques des haies sont importants à cette échelle et mettent en évidence les processus en jeu. Les processus diffèrent pour les deux types de transfert :

- pour les écoulements de surface (ruissellement, érosion, tranferts d'éléments chimiques associés), la haie constitue une barrière physique. Son rôle résulte essentiellement de processus hydrologiques qui ralentissent les transferts et favorisent l'infiltration.
- pour les écoulements de subsurface (eau, nitrate), la haie constitue une barrière biogéochimique. Son rôle résulte à la fois de processus hydrologiques et de processus biogéochimiques, liés au fonctionnement de la végétation.

Ces processus sont soumis à des variations temporelles. Vis à vis des transferts de surface, les haies sont potentiellement efficaces toute l'année. Ce rôle est effectif à l'échelle de la crue, en automne-hiver en Bretagne puisque l'occurrence du ruissellement (aléa) est plus importante à cette période. Le rôle potentiel vis à vis des transferts de subsurface est soumis à des variations saisonnières liées au fonctionnement saisonnier de la végétation et aux conditions nécessaires pour les transformations biogéochimiques telles que la dénitrification. Le rôle potentiel est maximal au printemps-été. Le fonctionnement hydrique des haies au printemps-été a des conséquences à l'automne sur la réhumectation des sols. La haie a peu d'effet en hiver, où les flux de nitrate et d'eau de subsurface sont les plus importants.

Le rôle des haies sur le ruissellement et l'érosion a déjà été abordé à l'échelle du bassin versant, par la mesure expérimentale du ruissellement sur des bassins bocagers et non bocagers et par la modélisation des directions de drainage en présence de haies. Contrairement à l'approche expérimentale, qui ne prend en compte ni la densité ni l'organisation spatiale du bocage, le modèle topologique développé par Merot et al. (1995) permet de faire le lien entre l'organisation du réseau de haies et les surfaces de bassin directement connectées au réseau hydrographique. La surface connectée est un bon indicateur du ruissellement potentiel à l'échelle d'un bassin et la différence entre la surface connectée sans considérer l'effet des haies et la surface connectée en considérant cet effet est un indicateur du rôle potentiel du bocage.

Pour les transferts de subsurface d'eau et de nitrate, les résultats à l'échelle du bassin versant sont peu nombreux. L'approche empirique, qui consiste en une comparaison des flux moyens annuels de nitrate à l'exutoire de plusieurs bassins versants, n'a pas permis jusqu'ici de faire le lien entre la densité du bocage et son rôle hydrochimique.

L'approche de l'influence de l'organisation spatiale du bocage sur son rôle tampon dans les bassins versants nécessite de définir au préalable le rôle tampon des haies à l'échelle du paysage et une méthode d'évaluation de l'impact des haies sur les transferts de subsurface dans les bassins versants.

Chapitre 3

Définition du concept de rôle tampon et mesure à l'échelle du paysage

Notre objectif est de passer des résultats obtenus localement à l'échelle du paysage. Le passage à une échelle plus large fait intervenir une multiplicité de facteurs (occupation du sol, sol, géologie,...) qui affectent le niveau et la dynamique des flux entre l'entrée et la sortie du système. Il nécessite une formalisation plus précise pour d'une part définir l'effet tampon d'un paysage (paramètres) et d'autre part définir les méthodes de mesure. Ce travail a fait l'objet d'un article, sous-presse dans *Environmental Management*.

3.1 Résumé étendu

Ce travail porte sur les zones tampons vis à vis de la qualité de l'eau de façon générale. Le concept de *zone tampon* est en effet très utilisé en aménagement, tant pour la gestion de la biodiversité (Burel et Baudry, 1999) que pour la gestion de la qualité de l'eau. Il renvoie à un grand nombre de structures paysagères (haies, zones humides, bandes herbeuses, zones boisées...), souvent situées dans les territoires agricoles mais en marge des espaces cultivés. L'USDA (United State Department of Agriculture) définit les zones tampons pour la qualité de l'eau comme "*a natural, undisturbed strip or "green belt" surrounding a development or land disturbance activity or bordering a stream or permanent water body. A riparian buffer is land next to streams, lakes, and wetlands that is managed for perennial vegetation (grass, shrubs, and/or trees) to enhance and protect aquatic resources from adverse impacts of agricultural practices*".

A partir d'une revue bibliographique, nous avons recensé les paramètres utilisés pour définir et caractériser l'impact des zones tampons sur les flux d'eau et de polluants. La plupart des travaux sur les zones tampons ont été réalisés à une échelle locale (structure paysagère). Ces travaux caractérisent l'effet tampon par un abattement moyen des flux ou concentrations entre l'entrée et la sortie de la zone tampon, calculé par intégration sur des pas de temps divers. Ils montrent aussi que le fonctionnement des zones tampons est variable dans le temps : l'impact des zones tampons se traduit non seulement par un abattement mais aussi par une régulation des flux. Cette première

partie débouche sur une typologie des impacts des zones tampons observés, pour clarifier le concept d'effet tampon et rendre compte de sa dynamique temporelle.

Dans la seconde partie, nous considérons les méthodes de mesure de l'effet tampon des structures paysagères à l'échelle du paysage. L'effet tampon est abordé soit par des approches empiriques, soit par modélisation. L'impact des zones tampons ne peut pas être quantifié par simple comparaison des entrées et des sorties comme à l'échelle locale, compte tenu des interactions complexes entre les différents compartiments des bassins versants et de la méconnaissance des niveaux des entrées. Les approches empiriques consistent en une comparaison de deux ou plusieurs bassins présentant une diversité de zones tampons. Nous discutons des limites de l'approche empirique : les structures paysagères ne sont pas le facteur dominant l'hydrologie et l'hydrochimie à l'échelle du paysage. L'hypothèse sous-jacente lors de la comparaison de plusieurs bassins est qu'ils sont similaires en tout point, exceptés les zones tampons. En effet, d'autres facteurs, tels que la géologie, conduisent à une modification du niveau et de la dynamique des flux similaire à celle induite par les structures paysagères et masquant l'effet de ces dernières. Nous définissons donc un effet tampon du paysage, combinant l'impact des structures paysagères et de l'impact des compartiments hydrologiques et hydrochimiques constitutifs au bassin.

3.2 Article *"Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes - from local to catchment scale"*

Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes - from local to catchment scale

(Shortened version : Hydrochemical buffer assessment)

Valérie VIAUD
UMR INRA-ENSAR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper / INRA SAD-Armorique
65 rue de Saint-Brieuc - CS84215 -
35042 Rennes cedex, France

Philippe MEROT
UMR INRA-ENSAR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper
65 rue de Saint-Brieuc - CS84215 -
35042 Rennes cedex, France

Jacques BAUDRY
INRA SAD-Armorique
65 rue de Saint-Brieuc - CS84215 -
35042 Rennes cedex, France

ABSTRACT / Non-point source pollution of surface and groundwater is a prominent environmental issue in rural catchments, with major consequences on water supply and aquatic ecosystem quality. Among surface water protection measures, environmental or landscape management policies support the implementation and the management of buffer zones. Although a great number of studies have focused on buffer zones, quantification of the buffer effect is still a recurring question. The purpose of this paper is a critical review of the assessment of buffer zone functioning. Our objective is to provide land planners and managers with a set of variables to assess the limits and possibilities for enhancing buffer functions at the catchment scale. We first consider the scale of the local landscape feature. The most commonly used empirical method for assessing buffers is to calculate water/nutrient budgets from inflow-outflow monitoring at the level of landscape structures. We show that several other parameters apart from mean depletion of flux can be used to describe buffer functions. Such parameters include variability, with major implication for water management. We develop a theoretical framework to clarify the assessment of the buffer effect and propose a systematic analysis taking account of temporal variability. Secondly, we review the current assessment of buffer effects at the catchment scale according to the theoretical framework established at the local scale. Lastly, we stress the limits of direct empirical assessment at the catchment scale and, in particular, we emphasize the hierarchy in hydrological processes involved at the catchment scale : the landscape feature function is constrained by other factors (climate and geology) that are of importance at a broader spatial and temporal scale.

KEY WORDS : buffer zone, buffer effect, catchment, non-point source pollution.

1. Introduction

The control of nutrients, sediments and water fluxes entering surface waters and runoff is a major issue in rural catchments where water bodies suffer from intensive farming. In parallel to the reduction of inputs of nutrients and toxic substances, the development of water protection and restoration programs have prompted the implantation of "buffer strips". These landscape features are supposed to trap, eliminate or transform undesirable chemical substances flowing from the land into water bodies, and therefore to protect them. The concept of buffer zones is extensively used in rural management (NRCS 1999, Lowrance and others 1995, Gilliam and others 1997) as part of best management practice. At the same time, buffer zones have been developed in the framework of landscape ecology (Burel and Baudry 2003), as an environmental aspect defined in relation to the targets that they are intended to protect. Buffer zones affect the flux or the concentration of components that pass through them, such as nitrate, phosphorus, pesticides and suspended sediment. While recent findings allow a clearer appreciation of the role of buffer functions, (Dosskey 2002) emphasizes *"despite the magnitude and breadth of buffer programs and initiatives, there remains substantial research to ensure (...) that expectations for the amount of pollution reduction are accurate. The most important information that land planners and managers need is reliable estimates of how much impact buffers will have."* This author stresses the lack of direct measurement of water quality improvements due to buffer zones. The need to assess these functions has led workers to define indicators or criteria that qualify the buffer effects. Nevertheless, this assessment remains somewhat empirical and highly disparate in the absence of a global framework. In this study, we propose a critical review of the assessment of buffer zone functioning from the local to the catchment scale. We address the question of buffer assessment in the context of landscape and water management, covering a series of issues. Firstly, we summarize the diversity of functions and processes inside buffer zones. Secondly, we examine the formal definition of buffering capacity and the variability of buffer function assessment at the local scale. This leads on to a theoretical framework to clarify the assessment of the buffer functions in the field of environmental evaluation, and a proposition for a categorization of buffer impacts taking account of temporal variability. Next, we address the methods of the buffer function assessment at the catchment scale. Lastly, we discuss the limitations of quantifying catchment-scale impacts of buffers and the relevance of the different tools used to assess the buffer function. Our objective is to provide land planners and managers with a set of variables to assess the limits and possibilities of enhancing buffer functions at the catchment scale.

2. Diversity of functions and processes within buffer zones

2.1. Characterization at the field scale from an operational point of view

The role of certain landscape features in the control of water, nutrient and sediment fluxes has been demonstrated in numerous site-scale studies, in different environments, and for a wide range of hydrological and geochemical fluxes. The buffer zone concept was first applied to riparian vegetation : Karr and Schlosser (1978) explore the effects of streamside vegetation on bank stabilization

and sediment transport into stream water, and they assume this vegetation has an important role in controlling stream water quality. Lowrance and others (1984) show that plant uptake and denitrification in riparian forest leads to a significant lowering of nitrate and phosphorus loads at the site scale. In later studies, Lowrance (2002) consider that unfertilized riparian vegetation (forest or grass) could act as ecotones between vulnerable stream ecosystems and agricultural fields. In this way, buffer zones may prevent excess nutrients and sediments from upland areas reaching the stream water. The buffer zone concept has been extended and now refers to many types of landscape features and structures. It generally describes some form of permanently vegetated area, managed separately from the rest of a field or catchment, standing between the pollutant sources and the recipient water bodies (rivers or lakes) (Muscutt and others 1993, Norris 1993). The concept is also used to describe unvegetated structures such as ponds or reservoirs (Fleisher and others 1997, Garnier and others 1998). Buffer zones can be natural as well as constructed. They can be located along the streamside (riparian forest or strips) as well as in the catchment (e.g. buffer ponds, wetlands, hedgerows, mid-field woodland and grass strips) and in hyporheic environments within streams (Vought and others 1995, Grimaldi and Chaplot 2000). Buffer zone is applied to any kind of landscape feature that contributes to water pollution control by interrupting the flow of surface and subsurface waters. The effects of buffer zones can be described from two points of view : on the one hand, processes inside the zone, and on the other hand, via the fluxes controlled by the buffer zone itself. Four processes account for the buffering capacity of landscape structures in controlling non-point source pollution, and can be identified from site-scale studies :

1. Water and dissolved nutrient uptake by vegetation from groundwater near the root zone,
2. Biochemical transformation enhanced by the physico-chemical context and low flow velocity within the buffer zone (e.g. denitrification),
3. Storage and trapping of water, sediment and nutrients on the buffer surface,
4. Dilution, because the intrinsic contribution of the buffer zone to input is low or null. Due to a simple budget effect, the larger is a buffer zone area, the greater is the dilution of the pollutants passing through the buffer zone.

The general functioning mechanisms of buffers are detailed in several reviews (Norris 1993, Barling and Moore 1994, Lowrance and others 1995, Hill 1996, Haycock and others 1997a, Merot 1999, Dosskey 2001). Buffer zones are involved in the control of hydrological fluxes (runoff, low water-level, groundwater recharge or discharge) as well as hydrochemical fluxes of sediments, sediment-bound nutrients (phosphorus and pesticides being the most studied) and dissolved nutrients (nitrate, phosphorus and pesticides being the most studied).

In Table 1, we summarized the nature of the processes controlling the different fluxes. Different families of processes and effects can be identified, combining the water pathways (mainly surface or subsurface transport) and the reactivity of the different materials/components. The buffer effect results mainly from hydrological and biogeochemical

Table 1 : Processes affecting water, sediment and nutrient fluxes within buffer zones.

	Water and dissolved nutrient uptake by vegetation from groundwater near root zone	Biochemical transformation enhanced by physico-chemical context and low-flow velocity	Trapping on buffer surface, storage	Dilution because intrinsic contribution of the buffer zone to input is low or nil
Nitrogen	X	X	X	X
Phosphorus	X	X	X	X
Pesticides		X	X	X
Trace-elements		X	X	X
Surface runoff			X	
Sediments			X	

2.2 Buffering capacity reference definition

This concept is commonly used and clearly defined in chemistry. Buffer efficiency is quantified by the buffering capacity. The buffering capacity is the ability of a solution to resist changes in pH. Quantitatively, it is defined as the number of moles of a strong acid or strong base that are required to change the pH of 1 litre of solution by 1 pH unit :

$$B = \frac{\partial pH}{\partial V}$$

By analogy with the chemical definition, Jørgensen and Meyer (1977) introduced the ecological buffering capacity to express the response of an ecosystem to changes in loading or in driving functions. The buffering capacity (B) is given by :

$$B = \frac{\partial pH}{\partial V} \approx \frac{\Delta F}{\Delta \Psi}$$

where F is the input or forcing function and Ψ is the output or state variable displaced by the forcing function.

Leibowitz and others (2000) proposed a theoretical framework to assess the effects of impacts on landscape functions (e.g. sediment or nutrient trapping, pollutant degradation or removal, floodwater retention). Among other indicators, these authors develop the buffering capacity and the free capacity using indices to quantify landscape functions. Landscape function is defined as the net effect of all ecosystems on the landscape throughput of a particular material. Buffering capacity characterizes the input/output state relationships : it corresponds to the amount of loading (nutrients or sediments) required to produce a unit change in the state variable affected by the loading (e.g. nutrient concentration in exporting systems). For $B > 1$, the system is a sink, while for $B < 1$ the system is a source and it amplifies the input. To assess the ecosystem response to a change in the forcing variable, these authors (op cit.) also calculated the variation in buffering capacity between nominal and impacted conditions. For example, they calculated the buffering capacity of

a catchment area including wetlands by adding an input N to the ecosystem. Free capacity is the ability of a system to absorb more input without a change in the output, in which case $B = \infty$.

Nevertheless, these definitions only partially remedy the shortcomings of current methods for assessing buffer functioning.

3. Assessment of landscape structure buffers at the local scale

3.1. The current assessment is based on a mean depletion

The most common empirical method for buffer assessment is to calculate the water/nutrient budget from inflow-outflow monitoring at the level of the landscape structure. The monitored flow is either subsurface groundwater flow or surface runoff, depending on the pollutant considered. The standard definition of buffering capacity is generally not used to quantify the buffer effect. Buffer efficiency is related to nutrient or mean water depletion between inflow (F) and outflow (Ψ) during a given time lag. The inflow and outflow parameter is either concentration or flux. We find the following synthetic parameters in the literature to express this depletion :

1. water/nutrient retention (Lowrance and others, 1984) or removal (Mander and others, 1997) :

$$(F - \Psi)$$

2. percentage of water/nutrient input retained or removed (retention capacity or buffering capacity) (Haycock and Burt, 1993) :

$$\frac{F - \Psi}{F}$$

3. specific water/nutrient retention/removal per unit area (A) of the buffer (Lowrance and others, 1984) :

$$\frac{F - \Psi}{A}$$

4. specific percentage of water/nutrient retention per unit area of the buffer (Lowrance and others, 1984) :

$$\frac{\left(\frac{F-\Psi}{F}\right)}{A}$$

5. specific percentage of water/nutrient retention per unit width (L) of the buffer (Mander and others, 1997 ; Sabater and others, 2003) :

$$\frac{\left(\frac{F-\Psi}{F}\right)}{L}$$

Apart from the wide diversity of parameters used in flux depletion measurement, we should point out that the duration of the survey and sampling frequency are also highly variable between studies. Direct comparisons are therefore difficult. The relevant time step for sampling surface fluxes corresponds to the flood event, so data are then integrated over a year or a season (Dillaha and

Inamdar 1997). Many different sampling frequencies and duration are used to estimate subsurface fluxes. Lowrance and others (1984) sample monthly nitrogen inputs and outputs in several riparian forests of a catchment (Little River, US). They calculate the total annual input and output, and then the annual specific retention. Cooper (1990), Uusi-Kamppa and others (2000) and Caubel (2001) similarly estimate the annual retention of riparian buffers. Jacobs and Gilliam (1985), Pinay and Decamps (1988), Jordan and others (1993), and Clausen and others (2000) calculate the percentage of nutrient retention in riparian buffer zones based on the mean annual concentrations of input and output. Borin and Bigon (2002) compare the average input and output concentrations over 18 months. Peterjohn and Correll (1984) estimate the seasonal removal efficiency by considering concentrations.

3.2. Buffer functioning is variable in time

The results of buffering assessment depend both on the time interval over which fluxes are integrated and the sampling period (season). It is strongly dependent on the period chosen for the calculation. A number of studies stress the temporal variability of the physical and biogeochemical processes occurring within buffer landscape structures (Haycock and others 1997b, Dosskey 2001). Seasonal variations are well known, but the intensity of buffering processes may also be variable on a daily or event-related scale, as well as on inter-annual scale. Essentially, this variability is mainly explained by the direct control of climatic conditions, e.g. antecedent soil moisture status and temperature, on biogeochemical processes, uptake and biotransformations. Hefting (2003) pins out the impact of soil moisture status and groundwater level as a major cause of the variability of the denitrification in buffer zones. For instance, the effective denitrification rate rises up from 10 to 140 $mgN.m^{-2}.day^{-1}$ when the soil moisture content increases from 0.5 to 0.8.

At the seasonal scale, nutrient uptake by plants is maximal during the growing season in spring and summer under temperate climates (Peterjohn and Correll 1984). On the contrary, denitrification, partly controlled by the seasonal variation of soil temperature and soil moisture, is maximal during the wet season (Clement and others 2002). Hydrological considerations reveal the seasonality of buffer function from another point of view : a buffer zone can separate two systems that alternate as source or target. For example, a riparian buffer can separate the hillslopes from a stream. In winter, water flows through the buffer from the hillslope into the stream, so called "gaining" stream. In summer, under low-flow conditions, the water flows from the stream into the floodplain due to a reversed hydraulic gradient (Burt 2001), as a "loosing" stream. The implications of hydraulic gradient on buffer functioning are often underestimated.

At the daily or event scale, the variability is explained by the evolution of hydrochemical conditions within buffer zones, controlled mainly by the amount and the frequency of net rainfall. Bidois (1999) monitores a small buffer zone over three years, showing an alternation of periods with denitrification and increased phosphorus concentration due to low redox potential. This author also shows periods with phosphorus retention and no denitrification, when redox potential was higher. Using the redox potential measured in the hydromorphic soil of a bottom wetland, Jaffrezic (1997)

simulates the behavior of the buffer with a model based on an Antecedent Precipitation Index (API). This show the importance of the soil moisture state. Merot and Dutin (2002) obtain similar results for the evolution of nitrogen concentration within a buffer zone : the depletion they measure varies between 0 during flood event and 13% during low flow. Haycock and Burt (1993) show the effect of temporary exceeding of the threshold by describing the input-output nitrate budget of two vegetated riparian buffer strips during a winter period. They demonstrate that nitrate retention increases linearly with the input load, but that the retention capacity was constant (100% for the poplar vegetation and 84% for the grass). This capacity to buffer is exceeded in some cases when the input load goes over a threshold (4 $gNO_3^- N.m^{-2}.day^{-1}$ for the grass flood plain studied). They identify periods where the buffer efficiency is restricted (down to 20%) or recovered (up to 90%), due to rapid fluctuation phases of hydrograph. This threshold effect is also observed for phosphorus retention.

At an interannual scale, the variability of buffer functioning is explained by the variability of climatic conditions. Gruau and others (2001) show differences in buffer functioning between wet and dry years ; for example, they observe a decrease of DOC during a very wet year, followed by a dry year with a lower DOC, because of a net exportation of carbon. The structural evolution of the wetlands also explains the variation of buffer functioning. The inter-annual or long-term variability of retention processes (uptake, storage and adsorption), is explained by the diminution of the retention capacity with water/nutrient accumulation. Dillaha and Inamdar (1997) review the effectiveness of buffer zones as sediment traps, emphasizing the decline in phosphorus retention in these zones on the long-term inter-annual scale (saturation of retention ponds). Processes may even be reversible and buffer zones can become sources of materials. For example, nitrate uptake by vegetation is followed by a return of the material to the litter, and mineralization of the organic matter in the litter can be higher than uptake (Omernik and others 1981). Bidois (1999) proposes possible phosphorus release by wetlands after changes in physico-chemical conditions. Jordan and others (1993) find that riparian forest can become a net sediment source because runoff inflow may produce erosion in the buffer zone at the scale of some storm event. In summary, the processes explaining buffer effects are variable in time because they are subject to climatic, hydrological and other controlling factors. A single measurement is not sufficient to describe buffer function accurately and draw conclusions about long-term buffer efficiency (Dorioz and Ferhi 1994). The usually calculated temporal mean concentrations or fluxes should be used with caution : such values may mask the potential high temporal variability (storm-event, seasonal or long-term variability) of the data and very different kinetics may lead to similar mean depletion. An additional difficulty is that, within the same buffer zone, several processes may be involved simultaneously or alternatively in the buffering of one type of signal : for example, both uptake by plants and denitrification are involved in nitrate removal in subsurface groundwater. The result is a combination of two processes occurring on different time scales.

3.3. Systematic dynamic approach

The diversity of buffer assessment methods and the role of temporal variation leads us to propose a systematic approach for buffer evaluation. We illustrate this approach at the local scale and point out its advantage for operational purposes.

3.3.1 Proposed systematic dynamic approach

Faced with the wide range of parameters used to characterize the buffer effect, we define a generic term to describe this effect. Modifying the definition of Burel and Baudry (2003), we consider the input and output across a buffer zone as signals that can be modified. The signal may be the flux or the concentration of any component taken over any time period. The buffer effect is a modification the hydrological/hydrochemical signal between entry (inflow) and exit (outflow). In the previous section, we showed that this alteration is not a constant function in time. Moreover, the buffer input signal, like any hydrological signal, is strongly variable in time : its dynamic is characterized by high-frequency variations (daily or related to storm events) and low-frequency variations (seasonal or inter-annual variations). Therefore, the buffer may affect both signal intensity and temporal dynamics with differential alteration of the different patterns of input signal variation. Consequently, we will describe the buffer effects in terms of not only the mean water/nutrient depletion but also considering the change in concentration/fluxes as a function of time between inflow and outflow. The dynamics of hydrochemical signals are generally studied by quantifying the level (intensity), frequency (period) and extent (duration) of the variation, as well as the temporal correlation length (Sivapalan and Kalma 1995). In parallel, we propose to use simple temporal statistical parameters as indicators of buffer effect. We take the buffering capacity concept into account using a formalism analogous to that proposed by Jørgensen and Meyer (1977), where F is the input or forcing function and Ψ the output or state variable displaced by the forcing function. The new buffering capacity B characterizes the relationships between F and Ψ. However, its formalism depends on the type of signal modification. We propose the following buffering types :

a) Decrease in mean signal level (Fig. 1a)

$$B_{decrease} = \frac{\overline{F}}{\overline{\Psi}} \qquad \text{For} B > 1 \text{ the system is a sink.}$$

The statistical variable of interest here is the mean signal level : the mean outflow signal should be lower than the inflow one.

b) Decrease in variation range (Fig. 1 b)

$$B_{ecol.} = \frac{\Delta F}{\Delta \Psi} \qquad \text{For } B > 1 \text{ the system is a sink.}$$

This is the signal alteration produced by a chemical buffer limiting pH variation. Formally, it corresponds to the definition of the ecological buffer capacity given above. The statistical variable of interest is the standard deviation, which should be smaller for outflow than for inflow. The standard

deviation can be calculated either for the whole period, or only for the base-flow periods, excluding flood events.

c) Decrease in maxima or minima (Fig. 1 c)

$$B_{max} = \frac{F_{max}}{\Psi_{max}} \qquad \text{For} B > 1 \text{ the system is a sink.}$$

$$B_{min} = \frac{F_{min}}{\Psi_{min}} \qquad \text{For } B < 1 \text{ the system is a sink.}$$

The statistical variables of interest are the extreme values, either for the whole period or for a single flood event. In that case, the difference in concentration between peak-flow and base-flow may also be considered :

$$B_{max} = \frac{F_{max}}{\Psi_{max}} \qquad \text{For } B > 1 \text{the system is a sink}$$

It is noteworthy that, in some particular cases (i.e. low-flow regulation by reservoirs), the sought for buffer function (increase of the minima) is $B < 1$, with the outflow over the inflow.

d) Total removal (Fig. 1 d).

The buffer zone can be a permanent or temporary barrier that prevents the signal spreading up to a threshold : for example, eroded soil particles are stopped upslope of hedgerows. This is the limit of case a), with $\Psi \rightarrow 0$. It corresponds to the free capacity as defined by Leibowitz and others (2000).

e) Frequency filtering (Fig. 1 e).

We assume that a buffer zone filters the high frequency, but keeps and transmits the low frequency (low-pass filter). In the frequency filtering case, the relevant analysis will depend on the length of the data set. For long series, we can perform a time series analysis. For short series, we can apply a correlation using a temporal variogram. Temporal variogram is one of the tool to identify the correlation between data separated by an increasing time lag. If output is less variable than input, output correlation length, i.e. the range of the variogram (time lag at which the variogram reaches the sill), is higher than input and output variability, i.e. the sill of the variogram, is lower than input. Moreover, the longer the range, the lower would be the "nugget effect" (variability when time lag tends towards 0). As previously, this analysis can be performed either on the whole data set, or for baseflow condition only, to avoid effects due to dilution at the catchment scale during rainfall events.

$$B_{filter} = \frac{F \text{ correlation length}}{\Psi \text{ correlation length}} \qquad \text{For } B > 1 \text{ the system is a sink.}$$

3.3.2. Illustrations at the local scale

a) Decrease in mean signal level

As previously cited, this parameter is currently used at a number of experimental study sites, and has been namely used to show that nitrate concentration in water decreases through wetlands.

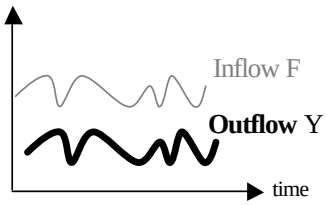
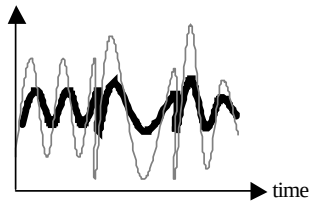
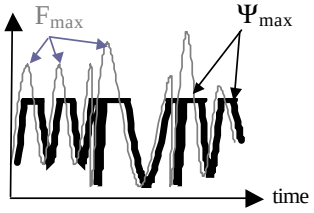
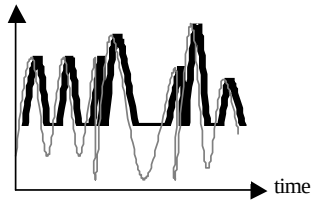
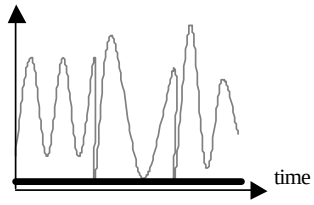
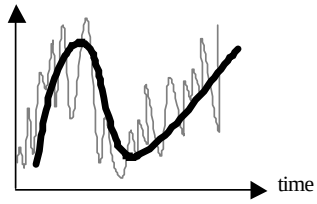
	Buffer effect formalism	Input and output patterns	Examples
a)	Decrease in signal mean level $B_{decrease} = \frac{F}{\Psi}$ B > 1: sink		Decrease in nitrate concentration through wetlands
b)	Decrease in variation range $B_{ecol} = \frac{\Delta F}{\Delta \Psi}$ B > 1: sink		Decrease in pH variation with a chemical buffer
c)	Decrease in maximum values $B_{\max} = \frac{F_{\max}}{\Psi_{\max}}$ B > 1: sink		Flood control by reservoirs
	Increase in minimum values $B_{\min} = \frac{F_{\min}}{\Psi_{\min}}$ B > 1: source		Low-flow control by reservoirs
d)	Physical barrier against signal spreading $B_{decrease} = \frac{F}{\Psi}$ with Ψ = 0 and B = ∞		Soil particle storage upslope of hedgerows
e)	Decrease in variation frequency $B_{filter} = \frac{F_{\ correlation\ length}}{\Psi_{\ correlation\ length}}$ B > 1: sink		Temperature control in river by riparian vegetation

Fig. 1 : Modification of the hydrochemical signals by buffer zones. Classification of the buffer effects.

Downes and others (1997) and Clement and others (2002) compare the nitrogen concentrations or fluxes between an input point and a downflow point (or output) in the buffer zone.

b) Decrease in variation range

Mander and others (1995) studied the influence of a riparian buffer on stream water quality at the buffer zone scale : they compared long-term mean values of nutrient concentrations downstream from six riparian zones in an Estonian catchment. Nitrate, ammonium and sulfate concentrations exhibit relatively low standard deviations and the highest standard deviations are observed downstream of the narrowest riparian buffer. They propose a stabilizing influence of natural buffer zones on stream chemistry.

c) Decrease in maxima or minima

At the local scale, Corell and Weller (1989) studied the processes of nitrate and sulfate removal in wetlands, calculating the monthly input-output budget. They report that the wetland annual removal efficiency is quite constant from year to year (between 84 and 87 %). However, nitrate removal is highest in autumn and lowest in winter. Globally, the buffer effect corresponds to a decrease in the seasonal maximum value. Howard-Williams and others (1997) investigated stream nitrate removal over a 2-km stretch of stream, reporting a seasonal capacity of the stream to remove dissolved nitrogen : the concentration decreases strongly between the two sampling points in summer, but remains unchanged in winter. This type of behavior is often reported, corresponding to a decrease of minima in nitrogen concentration at the outlet of the buffer zone during periods of low flow.

d) A total removal

Walter and others (2003) studied the effect of hedgerows growing on earth and stone banks and parallel to the slope contours. These features act as a barrier against erosion and lead to complete storage of eroded particles farther upslope.

e) Frequency filtering

This corresponds to the case where stream temperature is modified by the canopy of a riparian forest (Barton and others 1985, Borman and Larson 2003, Collier and others, 1995). We choose here the example of stream temperature to show how to consider the impact of a buffer zone on the physical and chemical characteristics of the water - especially from an operational point of view.

3.3.3. Operational consequences of temporal variability analysis

In view of operational applications, we present two cases that illustrate the temporal dynamic approach and its advantages compared with the mean characterization method. The first case concerns the quality of water for ecological purposes. From a hydroecological point of view, the physico-chemical variability of waters may influence the development and maintenance of aquatic biota. The relevant parameters for aquatic ecosystem conservation include seasonal variation, intra-seasonal variation, as well as intensity and frequency of the disturbances compared with the mean frequency conditions (Wasson 1989, Merot and Buffin 1996, Suren and others 2003). In addition, there is a maximum threshold of ammonium, higher than the mean concentration, that limits the

development of life in rivers (Massa 2000). The second case concerns the field of water supply management. Drinking water quality regulations refer to maximum concentrations and do not take into account annual mean concentrations. This applies to nitrogen as well as pesticides. Since landscape features acting as buffers are considered to regulate fluxes and concentrations, we believe that this analysis of temporal variability has operational consequences.

4. Assessment of landscape structures as buffers at the catchment scale

The scale of catchment areas is also the scale of planning and water management. Policies are implemented and assessed at this scale : in Europe, the Water Framework Directive (2000/60/CCE) places the emphasis on catchment as the appropriate unit of management, and buffer implementation is part of this integrated management (Merot 2000). In the same way, the Watershed Best Management Practices programs focuses on the catchment scale in response to the Total Maximum Daily Load established by the US Environmental Protection Agency since 1999 (Kennedy 2001). In New Zealand, the policy for managing riparian zones focuses also on the catchment scale (Collier and others 1995).

4.1. Limits of input-output comparisons

We cannot apply the input-output budget approach (or systematic dynamic approach), at the landscape scale without taking some precautions. There are at least three limitations.

The first condition is that outputs may not be directly connected to inputs, due to the residence time of water/nutrients in a catchment (transfer function). In studies based on the calculation of an annual input-output budget or a comparison of input-output concentration, it is implicit or assumed that the catchment is in a steady state or the residence time of nutrients or pollutants in the catchment is less than one year. The first case corresponds to undisturbed forested catchments. For instance, Lickens and Bormann (1995) were able to monitor nutrient inputs in a catchment at a coarse time and space scale, and compared input and output sampled at the same time frequency. The assumption that catchment residence time is less than one year cannot be supported in many cases, even for small catchments. In a rural catchment of 4 km^2 in western France, Molénat and Gascuel-Odoux (2001) show that the mean water travel time is considerably longer than one year, even up to 3.5 years. In the case of intensive farming development, an increase of the nutrient and pesticide inputs involves a non-steady state of the catchment fluxes. In this same catchment, Ruiz and others (2002) studied nitrate concentrations in stream water over 6 years with major changes in agricultural inputs. They show that, for short time series (6 years), the evolution of mean annual nitrate budgets at the outlet is not correlated with the annual inputs. This is essentially due to the residence time in the groundwater within the catchment area. Puckett (2002) studied transfer times through buffer zones to streams, finding transfer times of 5 up to 200 years. He points out the importance of distinguishing between biogeochemical processes taking place in the riparian buffer

zone and those that are instead controlled by phenomena in others parts of the flow system. In such an example, it is clear that we cannot compare the current input concentrations with the current output concentrations across a buffer zone : the output may reflect very old inputs, and, as well known by hydrologists, the major factor controlling residence time on the long term is the geology.

The second limit is the knowledge of nutrient input. If we define the system as corresponding to all the buffer zones feeding into the catchment, the inputs are defined at the outer limits of the buffer zones. The inputs are quite diffuse, dispersed all over the catchment. Depending on the chemical species, we should take account of constituents dissolved and transported by the rain, as well as by the soil water and subsurface water. In landscapes with intensive farming, inputs are highly modified by human activities, and agricultural inputs represent major inputs onto the soil surface. Because these inputs are transferred by water on or within the soil, the input record in the buffer zones is dependent on the precipitation. Besides this, it is rather difficult to obtain information on nutrient inputs. From farmer interviews, it is nevertheless feasible to make a bulk assessment on a yearly basis with some considerations of temporal dynamics. However, on the one hand, the quantities may be imprecise, particularly for organic fertilizers, and, on the other hand, the temporal dynamics of leached nutrient excess is not directly available. For nitrogen, an estimate of the amount of nitrate leached below the root zone in soil profiles can only be obtained from calculation or modelling (Benoit and others, 1995). The total amount of inputs entering a drainage basin can be estimated annually with a high level of uncertainty, while outputs can be measured at any time frequency at the outlet of the catchment. For some components, inputs are not quantifiable because the main source is intrinsic to the buffer zone ; for example, dissolved organic content (Fiebig and others, 1990 ; Boyer and others, 1996 ; Gruau and others, 2001).

The third limit is the annual variability of the climatic conditions. The functioning of the buffer zones at a local scale inside the catchment is highly dependent on the rain pattern characteristics of the period. This has long been shown in the case of catchments with intensive farming : in such catchments with high input and groundwater content of nitrate, output fluxes are higher with increasing rainfall (Cann, 1998 ; Ruiz and others, 2002) This is because, during these periods, nitrogen leaching increases more than dilution. Therefore, depletion in nitrogen fluxes at the outlet of a catchment may reflect more the dryness of the year than a possible buffer effect.

4.2. Current assessment of the effect of buffer zones at the catchment scale

The empirical assessment of the buffering of landscape structures in catchments cannot be simply derived from input - output comparison. Hydrological and geochemical responses at the outlet of the catchment result from complex interactions between compartments. Several other factors apart from landscape buffer structures may affect water and nutrient fluxes within catchments, especially subsurface fluxes. Catchments integrate processes occurring at various temporal and spatial scales. The complexity of biogeochemical and hydrological interactions within catchments makes it difficult to scale up process-based studies of individual buffers to the catchment scale.

The first method used to obtain some insight into the relationships between outputs is the "paired" catchment. In this method, two catchments are compared that are considered as similar except for their landscape structures. When possible, a pre-treatment measurement period allows to quantify any difference prior to installation of buffer structures. This method is often used to demonstrate the effect of contrasted land-use on water characteristics (i.e. forested vs. urban catchment, or agricultural vs. forested catchments). Leeds-Harrison and others (1996) compared the stream water quality of catchment pairs in England and Wales, with one catchment of each pair containing newly established buffer zones. They found no statistically significant differences in mean nitrate concentrations between buffered and unbuffered catchments. A second experiment compared the water chemistry within the newly established buffer zones against much older buffer zones. A lowering in nitrate and total nitrogen concentration was observed in both cases, but without significant differences in nutrient removal capability between the two systems. The age of the buffer is not in question here. This example shows it is not straightforward to carry out direct assessment of buffers by comparison of stream chemistry at the outlet of paired catchments : the locally observed effect of buffers may be masked at a wider scale. In some case, authors have applied a statistical approach to compare clusters of catchments with different buffering structure (Johnston and others 1990, Spruill 2000). Applying the reverse reasoning, Gove and others (2001) used the land-use composition at various scales to predict water quality : they studied the relationship between water quality and land user at several points along a river on different scales ranging from the local riparian scale to the entire upstream catchment. The intermediate scale is the best predictor of water quality.

A second method uses distributed hydro-chemical models designed for the simulation of different landscape structure effects. With this approach, Durand and others (1999) modeled the stream water quality in a real catchment either with or without taking account of denitrification in bottom wetlands.

These two methods allow us to remove the constraints due to a poor knowledge of inputs and their dynamics, as well as due to residence time. With the first method, we cannot make use of a precise knowledge of inputs since this assumes that they are equivalent in each paired catchment. Because the residence time is unknown, we have to check that the geological conditions are similar in order to assume similar residence times. In the second method, the modeling approach allows us to simulate the inputs dynamics for a given rainfall record at different levels in the landscape depending on the model ; the residence time can also be simulated and thus taken into account.

4.3 Illustration of the systematic approach

The systematic approach for assessing the buffer function at the local scale can also be applied at the catchment scale. In such a case, the variables F and Ψ (inflow and outflow values, respectively) should therefore be considered as outflow for the unbuffered catchment and outflow for the buffered catchment. In the following, we provide some illustrations of the different functions.

a.Decrease of the mean signal level

Numerous studies have attempted to characterize a mean buffer effect at the catchment scale. By monitoring the stream chemistry on buffered and unbuffered catchments, (Yates and Sheridan 1983) compared nitrate and phosphorus load in subsurface and surface water at the outlet of two catchments, one with and the other without wetlands. However, the inputs were not quantified and land-use in the cropped areas was considered similar. The authors (op cit.) attribute the differences in load to buffer functions (dilution and denitrification) of the wetland : the 2-year monthly average nitrate load per unit area in unbuffered catchment is more than 70 times the load in the buffered catchment. They assume that unit loads in the unbuffered catchment are representative of loads from the cropped area uphill of the wetland in the buffered catchment. Hence, outputs from the cultivated part of the buffered catchment are calculated as the product of cultivated area and the unit load from the unbuffered catchment.

Billen and others (1998) used a mixed method that combines simulation of the input with measurements of the output. They compared mean annual nitrate concentrations measured at the outlet of a series of sub-catchments of the Seine Basin with the concentrations in the root zone calculated from the land-use in the catchment and an annual agronomic budget (nitrogen output - input on a field basis cumulated at the catchment scale). The differences between observed and computed data are higher for the catchments with smaller drained areas : these differences are attributed to removal effects in the riparian zones. These authors (op cit.) estimate a removal efficiency of up to 50% at the catchment scale. Beaujouan and others (2002) simulate the functioning of riparian zones on virtual catchments calibrated on regional characteristics. The catchments differ in their geomorphology, i.e. both in the slope profile and in the water pathway pattern. The retention capacity of the whole catchment varies between 2.1 and 14.8 $kgN.ha^{-1}.yr^{-1}$ (the area in ha is referred to the whole catchment), depending on the geomorphology of the hillslope. This capacity is highest for catchments with parallel water pathways and an extensive concave bottomland.

Spruill (2000) measured the concentrations of chemical constituents at a single date at the outlet of two sets of catchments, one set with riparian areas and the other without. They used a statistical approach to compare the concentrations of the two series and attributed the differences to riparian area functions. In the same way, Mc Coll (1978), Omernik and others (1981), Osborne (1988) and Sliva and Dudley Williams (2001) correlated mean annual pollutant concentration or load to landscape structure using statistical analysis, but the buffer function was not quantified.

b. Decrease in variation range

At the landscape scale, Reed and Carpenter (2002) compared two years of daily phosphorus load at the outlet of six catchments with contrasting buffer attributes. However, they did not quantify P inputs to the catchments. They calculated mean P load per year, variability and mean P load during extreme events. By computing correlation, they investigated the statistical relationships with the structure of the riparian areas : mean P load is negatively correlated with the percentage of riparian areas. The variability is closely correlated with the uniformity and continuity of the riparian zones. Although most of this variability arises from peak event loading, the means of extreme events are not correlated with the riparian attributes. Ranges can be considered in terms of low-frequency

(seasonal patterns) or on high-frequency variations (daily variations and flood events).

c. Decrease in maxima or minima

Arheimer and Wittgren (2002) applied the HBV-N model to a Swedish catchment of 224 km^2 to simulate the functioning of potential wetlands acting as buffer zones on nitrate. Although they simulated a mean removal efficiency of 6%, the removal was more significant during the summer months, with a decrease in the minima. The removal was less pronounced during high-flow periods in winter. Results from Johnston et al. (1990) suggest that the removal of suspended solids, total phosphorus and ammonia in wetlands are at a maximum during high-flow periods, but were more effective in removing nitrates during low-flow periods. Merot (1999) also observed a buffer effect on floods, with a decrease of maxima due to the presence of a hedgerow network (or bocage). This author (op. cit.) compared the hydrology of two small neighbouring catchments, one with and the other without a hedgerow network. The direct runoff volume and the peak flow are 1.5 to 2 times lower in the bocage catchment than in the other catchment. Statistical analysis of a series of normal-frequency storm runoff coefficients (Cr = storm flow volume / volume of associated precipitation) yields a stable value around 5% in the bocage catchment and varies from a few percent up to 15% in the other catchment. Conversely, no effect is measured on mean annual flow.

d. Total removal

We can observe and model total removal by buffer zones, especially for water or particle erosion fluxes at this scale. Cerdan and others (2001) simulated water flow and erosion in small agricultural catchments using the STREAM knowledge-based model. This model allows the prediction of the effect of management practices such as planting grass along stream courses and around some fields identified as runoff sources. The model, which was previously calibrated on a real catchment, calculates zero flooding at the outlet of the catchment when this type of management is applied on only 3% of the total catchment area, whereas critical runoff occurs when no management is carried out.

5. Discussion

The present review shows that the effects of buffer zones, whether at the local, landscape or catchment scales, can be characterized by several patterns of signal modification. The different parameters for measuring the buffering capacity include : decrease in mean value, decrease in variability, decrease in the minima or maxima, and increase in the temporal correlation. We propose a systematic analysis of the buffer function, showing that this effect can be far from the effect defined by the formal definition of the ecological buffer capacity. The buffer effect is characterized in most cases by a mean decrease of the signal at the output of the buffer zone. Data analysis on a more detailed time-scale shows that the response of the buffer zone is highly diverse, along with the methods used to characterize its functioning. An analysis of the temporal variation of the signal provides more information about the characteristics of the buffer. For example, a decrease in the mean value often masks a decrease of the minimum value and the stable values shown by the maxima. This has important consequences for operational purposes, specifically when the objective is to use the buffer zone function to maintain the concentration under a legal threshold.

Buffer functions are generally applied to landscape features and land use/land cover such as wetland, hedges, forest and ponds. Nevertheless, we need to address the impact of other types of structures - including geology - on the output signal variability of a catchment. We point out that the retention time in a catchment cannot provide a direct comparison between current input and output in a catchment. Soil and groundwater together can be considered as a buffer structure, since it represents a major compartment for water and nutrient storage in catchments. Moreover, biogeochemical transformations of nutrients may also occur within this compartment. Although their effects on the hydrochemical signal are very similar to the buffering effects identified previously for landscape structures, they concern longer time scales. Signal modification through the geological groundwater compartment depends on the nature of the geological substratum. The experience from studies in Brittany allows us to illustrate this case. The substratum in Brittany is mainly composed of granite or schist. Because of the weathering of the granites to porous and permeable sand at depth and the schist into impervious clayey loam, catchments on granite and schist have different hydrological characteristics. Merot and Buffin (1996) compared the variability of the flow between catchments on granite and schist at a regional scale, analyzing the variability of surface runoff linked to the geology. Whereas the granite catchments show a smooth intermonthly variation, schist catchments show a high variability and greater heterogeneity between catchments. In other words, granite catchments are buffered for the surface flow. This is because the granite substratum has a high permeability and a large groundwater volume, so the water flow is regulated. On the contrary, the schist substratum has a low permeability and a low groundwater storage capacity. However, there are also differences in land use between these catchments. Since the fertility of soils is higher on schist than on granite, the land-use is quite different, and catchments on granite have more undrained wetlands and more hedges, i.e. more buffer structures. These superficial structures act in the same direction as the underlying geological materials and it may be difficult to separate out the influence of the different structures and give them a hierarchy. Sivapalan and Kalma (1995) suggest a hierarchy connecting the variability of the output hydrological signal with the different spatio-temporal structures : *"variability in time is present at a range of scales. At the event scale, the shape of the runoff wave is controlled by the characteristics of the storm and the catchment. At the seasonal scale, the runoff is dominated by physioclimatic characteristics. At the long-term scale, runoff may show the effects of long-term variability of precipitation, climate variability, geomorphological processes and anthropogenic effects".* Nevertheless, in contrast with hydrological processes, we can observe that hydrochemical processes occur over a wide range of spatial and temporal scales, and that it is a complex task to establish any hierarchy.

Two types of buffer effect can be defined : an intrinsic buffer effect, related to the physical and geomorphological characteristics of a catchment, which cannot be modified by management, and the effect of landscape features and structures, which can be modified by landscape management. These effects are additional, while groundwater fluxes remain in most cases the dominant processes controlling hydrochemical response.

6. Summary and conclusions

Numerous site scale studies show a strong local effect of buffer landscape features on water transfer and on water chemistry. Those studies also stress that this effect is variable in time. The criterion commonly used to assess the buffer functioning is the mean depletion of water and pollutant fluxes through buffer zones. However, in the perspective of management of surface water ecological and chemical quality, calculation of mean depletion of fluxes through buffer zone is not sufficient since ecological processes are more controlled by maximum concentration / fluxes and variation of water chemistry than by mean pollutant level. Although a great number of studies have focused on buffer zones, quantification of the buffer effect is still a recurring question. Thus we synthesized available results to develop a framework to detect and assess buffer functioning taking account of temporal variability. This framework can be used both at the local and at the landscape scale.

We consider the input and output across a buffer zone as signals that can be modified. The buffer effect is a modification the hydrological/hydrochemical signal between entry (inflow) and exit (outflow). The dynamics of hydrochemical signals are analyzed by quantifying the level (intensity), frequency (period) and extent (duration) of the variation, as well as the temporal correlation length. Different papers revisited from this perspective illustrate the topic.

At the landscape scale, empirical buffer assessment is based on the comparison of the hydrochemical signals at the outlet of several catchments. The analysis of the hydrochemical signal at the landscape scale is complex because of the twin effect of the landscape structure (the spatial arrangement of landscape features) and the involvement of all the hydrochemical compartments of a catchment. We cannot conclude about the buffer effect of landscape features without considering the role of groundwater and soils in the signal alteration. Their influence leads to time lags and non-linear behavior that blur the output signal and make it difficult to assess the importance of buffer zones. The effects of groundwater and soils can be considered as buffer effects that matter on larger spatial and temporal scales than landscape features.

Acknowledgement

The authors thank the Conseil Régional de Bretagne for its financial support.

Literature cited

Arheimer, B. and H. B. Wittgren. 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering* 19 :63-80.

Barling, R. and I. Moore. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution : a review. *Environmental Management* 18 :543-558.

Barton, D. R., W. D. Taylor and R. M. Biette. 1985. Dimension of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario stream. *North American Journal of Fisheries Management* 5 :364-378.

Beaujouan, V., P. Durand, L. Ruiz, P. Aurousseau and G. Cotteret. 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes* 16 :493-507.

Benoit, M., D. Saintot and F. Gaury. 1995. Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrates. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin d'alimentation. *CR de l'Académie de l'Agriculture* 81 :175-188.

Bidois, J. 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation. Biologie Université de Rennes1, 214pp.

Billen, G., J. Garnier and M. Meybeck. 1998. Les sels nutritifs : l'ouverture des cycles. Pages 541-565 in Meybeck, M., G. D. Marsily and E. Fustec (eds) *La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Elsevier, Paris.

Borin, M. and E. Bigon. 2002. Abatement of NO3-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution* 117 :165-168.

Borman, M. M. and L. L. Larson. 2003. A case study of river temperature response to agricultural land use and environmental thermal pattenrs. *Journal of Soil and Water Conservation* 58 :8-12.

Boyer, E., G. Hornberger, K. Bencala and D. McKnight. 1996. Overview of a simple model describing variation of dissolved organic carbon in an upland catchment. *Ecological Modelling* 86 :183-188.

Burel, F. and J. Baudry. 2003. Landscape Ecology. Concepts, methods and applications. Science Publishers, Enfield N.H., 362pp.

Burt, T. 2001. Integrated management of sensitive catchment systems. *Catena* 42 :275-290.

Cann, C. 1998. Evolution de l'agriculture et de sa pression polluante sur le bassin et en Bretagne. Pages 25-40 in Cheverry, C. (eds) Agriculture intensive et qualité des eaux. INRA, Paris.

Caubel, V. 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur la dynamique de l'eau et des solutés à son voisinage. PhD thesis Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Rennes France, 159pp.

Cerdan, O., V. Souchère, V. Lecomte, A. Couturier and Y. Le Bissonnais. 2001. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff erosion model. *Catena* 46 :189-205.

Clausen, J., K. Guillard, C. Sigmund and K. Dors. 2000. Water quality changes from riparian buffer restoration in Connecticut. *Journal of Environmental Quality* 29 :1751-1761.

Clement, J. C., G. Pinay and P. Marmonier. 2002. Seasonal dynamics of denitrification along topo-hydrosequences in three different riparian wetlands. *Journal of Environmental Quality* 31 :1025-1037.

Collier, K. J., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford, C. M. Smith and R. B. Williamson. 1995. Managing riparian zones. A contribution to protecting New Zealand's rivers and streams, 2 : Guidelines. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.

Cooper, A. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia* 202 :13-26.

Corell, D. L. and D. E. Weller. 1989. Factors limiting processes in freshwater wetlands : an agricultural primary stream riparian forest. Pages 9-23 in Proceedings Freshwater wetlands and wildlife. CONF-8603101.

Dillaha, T. and S. Inamdar. 1997. Buffer zones as sediment traps or sources. Pages 33-42 in Haycock, N., T. Burt, K. Goulding and G. Pinay (eds) Buffer zones : their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hartfordshire, UK.

Dorioz, J. M. and A. Ferhi. 1994. Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Water Research* 28 :395-410.

Dosskey, M. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management* 28 :577-598.

Dosskey, M. G. 2002. Setting priorities for research on pollution reduction functions of agricultural buffers. *Environmental Management* 30 :641-650.

Downes, M. T., C. Howard-Williams and L. A. Schipper. 1997. Long and short roads to riparian zone restoration : nitrate removal efficiency. Pages 244-254 in Haycock, N. E., T. P. Burt, K. W. T. Goulding and G. Pinay (eds) Buffer Zones : their processes and potential in water protection. Quest Environmental.

Durand, P., P. Merot and J. Bidois. 1999. Modélisation du transfert de nitrate dans les bassins versants ruraux : présentation et premières applications du modèle TNT1. Pages 298-310 in Proceedings Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral, 23-27 septembre 1999. Ploufragan.

Fiebig, D., M. Lock and C. Neal. 1990. Soil water in the riparian zone as a source of carbon for headwater stream. *Journal of Hydrology* 116 :217-237.

Fleisher, S., A. Joesson and L. Stibe. 1997. The potential role of ponds as buffer zones. Pages 140-146 in Haycock, N. E., T. P. Burt, K. W. T. Goulding and G. Pinay (eds) Buffer zones : their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hartforshire, UK.

Garnier, J., G. Billen and A. Levassor. 1998. Réservoirs : fonctionnement et impacts écologiques. Pages 263-300 in Meybeck, M., G. De Marsily and E. Fustec (eds) La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier.

Gilliam, J., J. Parsons and R. Mikkelsen. 1997. Nitrogen dynamics and buffer zones. Pages 54-61 in Haycock, N., T. Burt, K. Goulding and G. Pinay (eds) Buffer zones : their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Harfordshire, UK.

Gove, N. E., R. T. Edwards and L. L. Conquest. 2001. Effect of scale on land-use and water quality relationships : a longitudinal basin-wide perspective. *Journal of the American Water Resource Association* 37 :1721-1734.

Grimaldi, C. and V. Chaplot. 2000. Nitrate depletion during within stream transport : effects of exchange processes between streamwater, the hyporheic and riparian zones. *Water Air and Soil Pollution* 124 :95-112.

Gruau, G., A. Vidy, A. Dia, J. Molénat, A. Jaffrezic, P. Petitjean, M. Bouhnik-Le Coz and O. Henin. 2001. Role of seasonal and interannual variability on the cycling and transport of DOC and trace metals accross the wetland-stream transition. Pages in Proceedings AGU 2001 Fall Meeting, San Fransisco.

Haycock, N. and T. Burt. 1993. The sensitivity of rivers to nitrate leaching : the effectiveness of near-streamland as a nutrient retention zone. in Allison, R. and D. Thomas (eds) Landscape sensitivity. Wiley, Chichester UK.

Haycock, N., T. Burt, K. Goulding and G. Pinay. 1997a. Buffer zones : current concerns and future directions. Pages 305-312 in Haycock, N., T. Burt, K. Goulding and G. Pinay (eds) Buffer zone : their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hardfordshire UK.

Haycock, N. E., T. P. Burt, K. W. T. Goulding and G. Pinay. 1997b. Buffer zones : their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hardfordshire UK.

Hefting, M. 2003. Nitrogen transformation and retention in riparian buffer zones. PhD thesis, University of Utrech.

Hill, A. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality* 25 :743-755.

Howard-Williams, C., S. Pickmere and J. Davies. Nutrient retention and processing in New Zealand streams : the influence of riparian vegetation. *NZ Agricultural Science* 110-114.

Jacobs, T. C. and J. W. Gilliam. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality* 14 :472-478.

Jaffrezic, A. 1997. Géochimie des éléments métalliques, des nitrates et du carbone organique dissous dans les eaux et les sols hydromorphes. Agriculture intensive et qualité des eaux dans les zones humides de Bretagne. PhD thesis Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Rennes France.

Johnston, C., N. Detenbeck and G. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry* 10 :105-141.

Jordan, T., D. Correll and D. Weller. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality* 22 :467-473.

Jørgensen, S. and H. Meyer. 1977. Ecological buffer capacity. Ecological Modelling 3 :39-61. Karr, J. and I. Schlosser. 1978. Water resources and land-water interface. *Science* 20 :229-234.

Karr, J. and I. Schlosser. 1978. Water resources and land-water interface. *Science* 20 :229-234.

Kennedy, R. 2001. Watershed BMPs for water quality management and restoration. WRAP technical notes collection ERDC TN-WRAP-02-04, US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, USA.

Leeds-Harrison, P. B., J. N. Quinton, M. J. Walker, K. S. Harrison, D. J. Gowing, S. F. Tyrrel, J. Morris, J. Mills and T. Harrod. 1996. Buffer zones in headwater catchments. Cranfield University, School of Agriculture, Food and the Environment., Silsoe, Bedfordshire, UK.

Leibowitz, L., C. Loehle, B. Li and E. Preston. 2000. Modeling landscape functions and effects : a network approach. *Ecological Modelling* 132 :77-94.

Lickens, G. E. and F. H. Bormann. 1995. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Second Edition. Springer-Verlag, New York, 160pp.

Lowrance, R., R. Todd and L. Asmussen. 1984. Nutrient cycling in an agricultural watershed. Journal of Environmental Quality 13 :22-27. Lowrance, R. R. 2002. Implementation of riparian buffer systems for landscape management. Pages 145-159 in Lech, R. (eds) Landscape Ecology in Agroecosystems Management. CRC Press, New York.

Lowrance, R. R., L. S. Altier, J. D. Newbold, R. R. Schnabel, P. M. Groffman, J. M. Denver, D. L. Corell, J. W. Gilliam, J. L. Robinson, R. B. Brinsfield, K. W. Staver, W. Lucas and A. H. Todd. 1995. Water quality functions of riparian forest buffer systems in the Chesapeake bay watershed.

Pages 67-75 in Proceedings Chesapeake Bay Program, 1995. Annapolis.

Lowrance, R. R. 2002. Implementation of riparian buffer systems for landscape management. Pages 145-159 in Ryszkowski, R. Eds, Landscape Ecology in Agroecosystems Management. CRC Press, New York.

Mander, Ü., V. Kuusemets and M. Ivask. 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones : a case study from the Porijõgi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning* 31 :333-348.

Mander, Ü., K. Lõhmus, V. Kuusemets and M. Ivask. 1997. The potential role of wet meadows and grey alder forests as buffer zones. Pages 147-154 in Haycock, N. E., T. P. Burt, K. W. T. Goulding and G. Pinay (eds) Buffer Zones : their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hardforshire, UK.

Massa, F. 2000. Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryo-larvaire de la truite commune (Salmo trutta) : étude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées. PhD thesis Institut National Agronomique, Paris Grignon France, 200pp.

Mc Coll, R. H. S. 1978. Chemical runoff from pasture : the influence of fertiliser and riparian zones. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 12 :371-380.

Merot, P. and G. Dutin. 2002. Le rôle épurateur d'une zone humide renforcée : la dynamique de l'azote. in Proceedings Journée National d'Etude des Sols, Orléans, France.

Merot, P. 2000. Eau et Agriculture en Bretagne : bilan d'une politique incitative de maîtrise de la qualité des eaux. Pages 295-301 in Proceedings Water in Celtic World : Managing Resources for the 21st century. 2nd Interceltic Colloquium, 3-7 july 2000. University of Wales Aberystwyth.

Merot, P. 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie* 19 :655-669.

Merot, P. and D. Buffin. 1996. Essai de caractérisation de la variabilité hydrologique en Bretagne. Pages 127-134 in Proceedings Hydrologie dans les pays celtiques, juillet 1996. Rennes. Merot, P. and G. Dutin. 2002. Le rôle épurateur d'une zone humide renforcée : la dynamique de l'azote. in Proceedings Journée National d'Etude des Sols, Orléans (France).

Molénat, J. and C. Gascuel-Odoux. 2001. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. *Hydrological Processes* 16 :479-492.

Muscutt, A., G. Harris, S. Bailey and D. Davies. 1993. Buffer zones to improve water quality : a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment* 45 :59-77.

Norris, V. 1993. The use of buffer zones to protect water quality : a review. Water Resources Management 7 :257-272. NRCS. 1999. The national conservation buffer initiative. National Resource Conservation Service USDA, 53pp.

Omernik, J. M., A. R. Abernathy and L. M. Male. 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams : some relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 36 :227-231.

Osborne, L. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management* 26 :9-27.

Peterjohn, W. and D. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed : observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65 :1466-1475.

Pinay, G. and H. Decamps. 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water : a conceptual model. Regulated Rivers : Resources Management 2 :507-516.

Puckett, L. 2002. Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in groundwater beneath riparian buffer zones : results from studies accross the United States. Pages 275-281 in Proceedings 6th international conference on diffuse pollution, 30 sept - 4 oct. Amsterdam.

Reed, T. and S. R. Carpenter. 2002. Comparison of P-Yield, riparian buffer strips and land cover in six agricultural watersheds. *Ecosystems* 5 :568-577.

Ruiz, L., S. Abiven, P. Durand, C. Martin, V. F. and V. Beaujouan. 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budget. *Hydrology and Earth System Sciences* 6 :497-505.

Sabater, S., A. Butturini, J. Clement, T. P. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Maître, G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki and F. Sabater. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient : patterns and factors of variation. *Ecosystems*6 :20-30.

Sivapalan, M. and J. D. Kalma. 1995. Scale issue in hydrological modelling. *Hydrological Processes (Special Issue)* 9 :237-482.

Sliva, L. and D. Dudley Williams. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35 :3462-3472.

Spruill, T. 2000. Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and ground water quality. *Journal of Environmental Quality* 29 :1523-1538.

Suren, A. M., B. J. F. Biggs, M. J. Duncan, L. Bergey and P. Lambert. 2003. Benthic community dynamics during summer low-flows in two rivers of contrasting enrichment 2. Invertebrates. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37 :71-83.

Uusi-Kamppa, J., B. Braskerud, B. Jansson, N. Syversen and R. Uusitalo. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29 :151-158.

Vought, L.-M., G. Pinay, A. Fuglsang and C. Ruffinoni. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 31 :323-331.

Walter, C., P. Merot, B. Layer and G. Dutin. 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management* 19 :201-207.

Wasson, J. G. 1989. Éléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes : 1. revue critique de quelques approches existantes. *Bulletin d'Écologie* 20 :109-127.

Yates, P. and J. Sheridan. 1983. Estimating the effectiveness of vegetated floodplains wetlands as nitrate-nitrite and orthophosphorus filters. *Agriculture Ecosystems and Environment* 9 :303-314.

Chapitre 4

Hypothèses sur le rôle tampon des haies dans les paysages

4.1 Interprétation du rôle des haies à partir de la typologie des effets tampon

La connaissance des processus hydrologiques et géochimiques au niveau des haies permet d'émettre des hypothèses sur les effets tampons induits par les haies à l'échelle du bassin versant, parmi les types recensés dans le paragraphe précedent. Trois types de signaux hydrologiques ou hydrochimiques sont considérés : le ruissellement, les flux d'eau de subsurface et les flux de nitrate.

A l'échelle locale, l'échelle temporelle pertinente pour l'étude du rôle tampon sur le ruissellement de surface est l'événement pluvieux. Le signal à étudier est le flux de ruissellement. L'effet tampon de la haie se traduit

- soit par une annulation du signal dans le cas d'un événement ruisselant de faible intensité où l'ensemble du ruissellement s'infiltre en amont de la haie,
- soit par une diminution de l'amplitude de la variation, associée à une augmentation de la durée de la perturbation dans le cas d'un événement ruisselant de forte intensité où une partie du ruissellement s'infiltre en amont de la haie et une partie est redirigée et ralentie.

L'échelle temporelle pertinente pour l'étude du rôle tampon sur les transferts de subsurface d'eau et de nitrate est l'échelle inter-annuelle. Le signal à étudier est le flux d'eau ou de nitrate dans le sol. L'effet tampon n'est pas observable en période humide hivernale puisque la haie ne modifie pas les transferts. Il se traduit par contre par une diminution ou par une annulation des flux au printemps-été.

A l'échelle du bassin versant, le signal considéré est le flux d'eau ou de nitrate dans la rivière, il intègre l'ensemble des transferts de surface et de subsurface. Le rôle tampon du bocage sur les transferts d'eau intervient donc à deux échelles temporelles, l'échelle de la crue et l'échelle saisonnière, du printemps à l'automne.

A partir des observations de Caubel (2001) à l'échelle locale, nous émettons les hypothèses

suivantes : le fort assèchement du sol en été et la baisse du niveau de la nappe doit se traduire par un retard à la connexion des eaux des horizons superficiels du versant au cours d'eau et, par conséquent, par un retard à la reprise des débits dans la rivière par rapport à une situation sans bocage. Le rôle tampon des haies vis à vis des transferts d'eau doit donc entraîner une diminution de l'amplitude des variations de débit, une diminution du débit moyen, une diminution des variations à hautes fréquences (crues) et une diminution des minima saisonniers, i.e. des débits estivaux.

Pour les concentrations en nitrate, les rôles hydrologiques et géochimiques des haies se combinent. Les crues doivent entraîner une dilution du nitrate dans le cours d'eau par la contribution d'une eau moins chargée. Compte tenu de l'effet des haies sur le ruissellement, la dilution du nitrate au moment des crues est plus faible : l'amplitude des variations à haute fréquence diminue, les minima à haute fréquence augmentent. Le prélèvement par la végétation se traduit par une diminution des flux et de la concentration pendant le printemps-été au moment où les concentrations et flux sont les plus faibles pour les bassins à maxima de concentration en nitrate hivernaux : l'effet tampon se traduit par une augmentation de l'amplitude des variations et par une diminution de la concentration moyenne annuelle. A la reprise des écoulements, l'effet hydrologique des haies doit entraîner un retard à l'augmentation des concentrations en nitrate. Pour les bassins à maxima d'été, l'amplitude des variations diminue.

La figure 4.1 synthétise les hypothèses sur l'effet des haies sur les débits et les concentrations en nitrate à l'échelle du bassin versant :

1. la reprise des écoulements est marquée par un retard à l'augmentation des débits et concentrations en NO_3^- dans le cours d'eau
2. les variations du débits et des concentrations en nitrate sont plus faibles lors des crues
3. les débits et concentrations en nitrate à l'exutoire sont plus faibles qu'en l'absence de haies pendant la période de végétation.

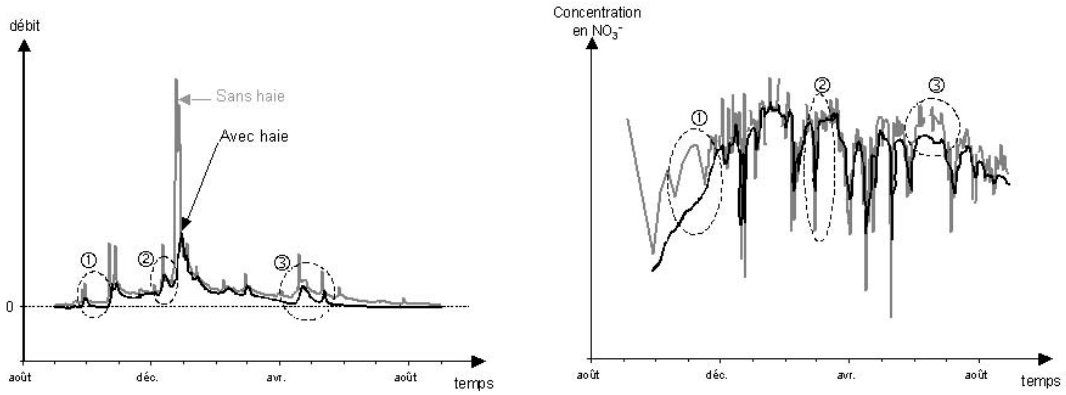


FIG. 4.1 – Débits et concentrations en nitrate dans le bassin versant de Kervidy-Naizin et schématisation de l'effet hypothétique des haies.

4.2 Influence de la structure spatiale des haies sur leur rôle tampon

Le paramètre couramment utilisé pour décrire les réseaux de haies est la densité. Dans les initiatives de plantations de haies, la réussite de l'opération est essentiellement mesurée par le linéaire de haies replantées. Or les réseaux de haies présentent une grande diversité, qui ne se limite pas à des variations de densité. Les haies diffèrent par leur nature (type de végétation, type de structure au sol, âge), par leur mode de gestion (Baudry et Jouin, 2003), par leur localisation et leurs relations spatiales avec les autres éléments du réseau de haies ou avec d'autres éléments du paysage (notamment les réseaux de drainage, de fossés, de routes). Ces quatre propriétés sont susceptibles de faire varier le rôle tampon des haies, mais nous ne considérerons que la structure spatiale des réseaux de haies, qui comprend la localisation des haies et les relations entre les éléments du réseau de haies.

Les processus expliquant le rôle tampon des haies sont différents pour les deux types de transferts, en surface et en subsurface.

Pour les transferts de surface, le rôle de la structure spatiale du réseau de haies est immédiatement perceptible. Les haies reconnues comme efficaces sont les haies perpendiculaires à la pente générale, c'est-à-dire perpendiculaires à la direction principale des écoulements. L'orientation des haies est prise en compte dans les aménagements visant à la réduction du ruissellement et de l'érosion hydrique, dans les méthodes dites de "contour hedging" par exemple (Kemper et al., 1992). L'influence de la structure spatiale a été montrée et modélisée par Merot et al. (1995) : l'effet des haies dépend non seulement de l'orientation de la haie par rapport aux écoulements mais aussi des relations spatiales avec les autres éléments du réseau. Plus le réseau de haies est complexe et continu, plus son rôle dans l'allongement des distances de transfert et dans la déconnexion de certaines parties de bassin versant au réseau hydrographique est important. De ce fait, les haies non perpendiculaires à la pente participent aussi au rôle tampon global du réseau de haies lorsqu'elles sont connectées à d'autres haies.

Le processus principal expliquant le rôle tampon des haies vis à vis des transferts de subsurface est le prélèvement supplémentaire et plus profond d'eau et de nutriments par la végétation des haies par rapport à une végétation herbacée de prairies ou de cultures. Les résultats de Caubel (2001), montrant le rabattement du niveau de nappe à la fin de l'été au niveau d'une haie de bas de versant, suggèrent un prélèvement dans la nappe de subsurface. La connexion entre le système racinaire de la haie et la nappe pendant la période de végétation au printemps-été apparaît comme un facteur déterminant de l'efficacité des haies par rapport à une végétation herbacée. Dans les bassins versants bretons, la nappe est située à grande profondeur pendant la période de végétation des haies en amont des versants relativement aux bas de versant : elle est donc d'autant moins accessible aux racines que la haie se situe en haut de versant. Nous émettons l'hypothèse que les haies situées en bas de versant ont un rôle tampon potentiel plus important et, qu'à densité constante, un réseau de haies situé en bas de versant a un effet tampon plus grand qu'un réseau situé en haut de versant. L'orientation des haies apparaît comme un facteur de contrôle secondaire.

Le talus de ceinture de fond de vallée, fréquent dans les paysages bretons, est un élément clé du réseau de haies, du fait de sa localisation à l'interface du versant bien drainé et de la zone humide de fond de vallée. Il intervient à la fois dans le ralentissement et la limitation des transferts de surface (ruissellement hortonien, ruissellement de zone contributive, érosion) et dans la limitation des transferts de subsurface par les possibilités de prélèvement racinaire dans la nappe et les conditions favorables à la dénitrification.

Chapitre 5

Conclusion partielle

De façon générale, un effet tampon se traduit par un abattement des flux ou des concentrations et/ou par une diminution de leur variabilité entre l'entrée et la sortie du système considéré. Il peut être mesuré à partir de plusieurs paramètres.

A l'échelle du paysage, les zones tampons ne sont pas le facteur dominant de contrôle des flux hydrologiques et hydrochimiques à l'exutoire des bassins. Cela implique les éléments suivants :

- à l'échelle d'un paysage, les éléments non modifiables par l'activité humaine, tels que le climat ou la géomorphogie des bassins versants, constituent le cadre fonctionnel à l'intérieur duquel les aménagements peuvent être raisonnés ;
- pour évaluer l'effet des zones tampons de façon empirique, il faut se placer dans des situations où l'organisation des structures paysagères est constrastée et où les autres facteurs de variation des flux sont similaires (hydrogéologie, type de sol, histoire agronomique, occupation du sol) ;

Au niveau régional, la répartition des haies est hétérogène. Le milieu physique apparaît comme l'un des facteurs déterminants de l'organisation du bocage. A cette échelle, la densité de haies et le type de substrat géologique apparaissent liés (figure 5.1) : les réseaux de haies les plus denses se situent dans les zones granitiques et les moins denses dans les zones schisteuses. La co-variation d'un facteur principal de contrôle de l'hydrologie des bassins versants et des structures bocagères est une contrainte forte pour l'étude du rôle tampon des haies et la prise en compte de structures paysagères contrastées.

Les connaissances établies localement sur le rôle des haies et sur les processus en jeu nous permettent d'émettre des hypothèses sur l'effet tampon des bocages à l'échelle du bassin versant et sur l'influence de l'organisation spatiale des haies.

Pour les transferts de surface, les haies ont une influence à l'échelle de l'événement pluvieux. L'effet des haies à l'échelle du bassin versant a été montré. Les facteurs de contrôle du rôle des haies sont la densité de haies, l'orientation par rapport à la direction principale des écoulements et la continuité du réseau.

Pour les transferts de subsurface, les haies ont une influence à l'échelle de la saison de végétation jusqu'à la reprise des écoulements. Leur rôle n'a pas été mesuré à l'échelle du bassin versant. Nous

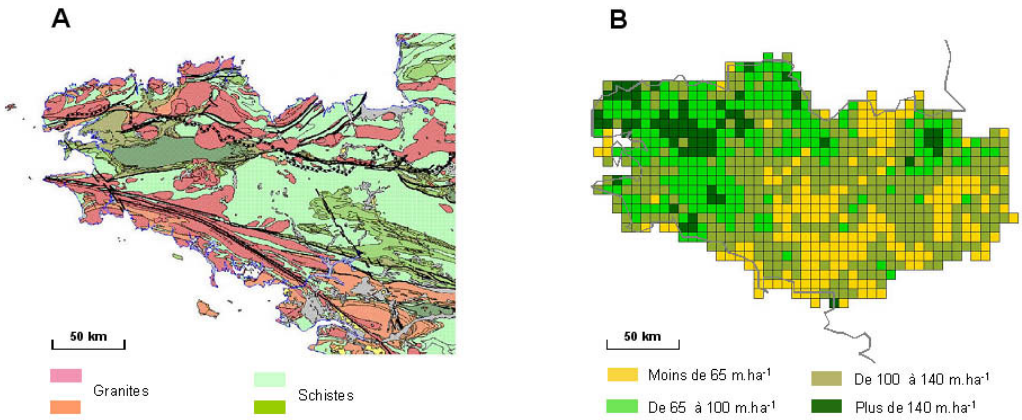


FIG. 5.1 – Comparaison du contexte géologique et de la localisation du bocage et en Bretagne. (A) Carte géologique de la Bretagne (d'après la carte géologique de France au 1/1 000 000, BRGM) (B) Densité de haies en Bretagne (d'après IDF (1997)).

émettons l'hypothèse que la localisation des haies dans le versant est, avec la densité, un facteur de contrôle du rôle tampon des haies à cette échelle.

Ces constats généraux vont orienter le travail ainsi :

- il est nécessaire de tester empiriquement les paramètres de mesure de l'effet tampon des paysages pour voir s'ils peuvent être utilisés pour comparer des paysages,
- la modélisation est un outil privilégié pour évaluer le rôle spécifique des structures paysagères à l'échelle du bassin versant, car elles agissent dans un contexte où les facteurs dominants sont plus larges et on ne peut mesurer dans le cadre méthodologique actuel leurs effets spécifiques,
- il faut prendre en compte les processus d'organisation des paysages par l'activité agricole pour relier leur dynamique à leur fonctionnement. C'est à partir de là que pourront être définis des modes d'aménagement et de gestion.

Deuxième partie

Approche empirique du rôle tampon des réseaux bocagers à l'échelle du bassin versant

Introduction

Cette partie concerne l'approche empirique du rôle tampon des paysages bocagers.

Nous intéressons en premier lieu à la mesure du rôle tampon des paysages bocagers des sites d'étude : l'objectif est d'évaluer le rôle tampon par une approche empirique simple. Nous testons dans ce cadre les paramètres de mesure définis dans la partie précédente. Dans un second temps, nous abordons l'organisation spatiale des réseaux de haies dans les bassins versants, à deux niveaux :

- par la synthèse des connaissances sur les facteurs d'organisation anthropiques du bocage dans les sites d'études, l'objectif de notre travail étant d'intégrer la contribution de l'activité agricole à l'organisation d'un bocage fonctionnel pour les transferts d'eau et de nutriments,
- par des analyses complémentaires sur l'organisation du bocage par rapport aux facteurs du milieu physique (nature de la pente, position topographique), compte tenu des hypothèses formulées dans la première partie sur les structures spatiales fonctionnelles.

Cette partie s'articule autour de trois chapitres :

- la présentation des sites étudiés,
- l'évaluation de l'effet tampon des paysages bocagers par comparaison du signal hydrochimique à l'exutoire de plusieurs bassins versants,
- la prise en compte de la structure spatiale des réseaux de haies et des facteurs d'organisation anthropiques et du milieu physique des réseaux de haies.

Chapitre 6

Sites étudiés

L'objectif de ce travail est de faire le lien entre les réseaux de haies, leur rôle tampon hydrologique et hydrochimique et les facteurs d'organisation de ces réseaux, en particulier l'activité agricole. Il implique de disposer sur un même site d'étude d'informations sur le fonctionnement hydrologique et hydrochimique du bassin versant, sur le réseau de haies, sur la topographie et sur les activités agricoles. D'autre part, nous avons cherché à avoir une diversité de réseaux de haies, représentative du gradient densité de bocage observé actuellement en Bretagne. Nous nous sommes donc appuyés sur quatre des sites d'études de l'IFR CAREN, situés dans le Massif Armoricain, qui font l'objet de suivis écologiques et/ou hydrologiques à long terme, pour lesquels un grand nombre de données sont disponibles, et qui permettent de représenter ce gradient de paysages : Naizin, Pleine-Fougères, le Yar, Le Moulinet (figure 6.1). Toutes les informations ne sont pas disponibles à la fois dans tous les sites, c'est pourquoi ils sont utilisés de façon inégale dans ce travail. Les informations géographiques disponibles pour les différents sites d'études et présentées dans ce chapitre sont référencées sous le format du logiciel SIG *Arcview*©.

6.1 Site de Pleine-Fougères

Le site de Pleine-Fougères, situé au nord-est du département de l'Ille-et-Vilaine à 50 km au nord de Rennes et une dizaine de kilomètres au sud de la baie du Mont-Saint-Michel, a une superficie de 85 km^2. Il ne s'appuie pas sur les limites d'un bassin versant unique : il est situé dans la partie amont du bassin versant du Guyoult et dans la partie aval bassin du Couesnon, deux des cours d'eau de la baie du Mont-Saint-Michel (figure 6.6). Le site a été choisi par l'INRA et le CNRS pour mener des recherches pluridisciplinaires, dans un contexte de paysages bocagers, sur les relations entre les activités agricoles, l'organisation du paysage et la biodiversité (Baudry et al., 2000). L'intérêt principal de ce site est qu'il présente une variabilité interne de densité de haies, avec un gradient croissant du nord au sud. Jusqu'en 1999, les recherches n'étaient pas menées sur l'ensemble du site mais en 3 localisations, les sites A, B et C, représentatives du gradient de densité de bocage. Des études hydrologiques sont venues se greffer sur ces travaux de 1996 à 2000 (Pinay et Troccaz, 1999). Pleine-Fougères est un site de la Zone Atelier Bretagne Continentale.

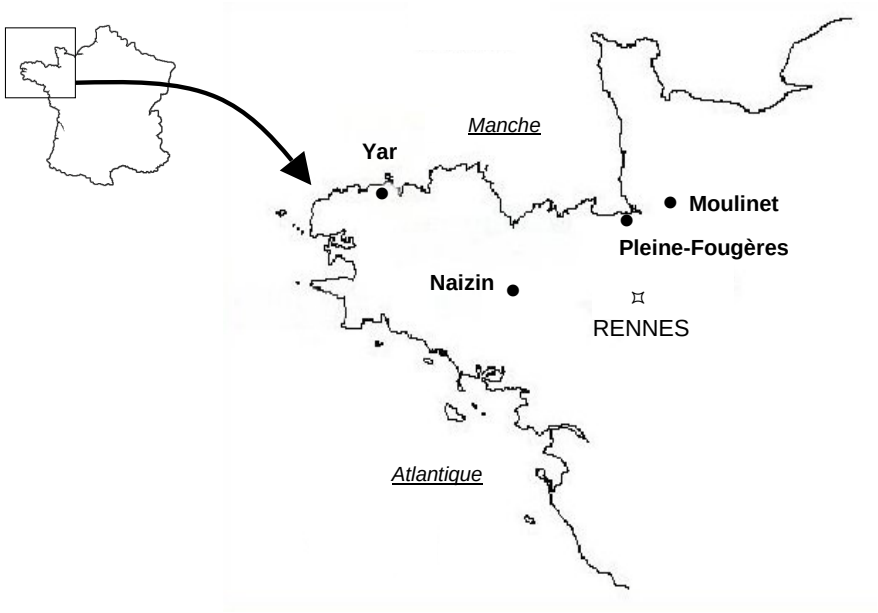


FIG. 6.1 – Localisation des sites d'étude

.

6.1.1 Milieu physique

6.1.1.1 Contexte climatique

Le climat est de type océanique. La température moyenne annuelle est de $11,8\ ^{\circ}C$. La pluviométrie moyenne annuelle mesurée sur 5 ans (1996-2001) est de 750 mm. L'ETP moyenne annuelle pendant cette période est de 681 mm.

6.1.1.2 Contexte géologique, géomorphologique et pédologique

Le site de Pleine-Fougères s'étend sur trois types d'unités géologiques (figure 6.5), les schistes du Briovérien supérieur (Protéozoïque supérieur) dans la moitié nord du site et 2 granites cambriens recoupant les schistes briovériens : au sud la granodiorite de Bonnemain très allongée dans la direction E-W, au nord la granodiorite de Saint Broladre - Saint Marcan. Les granites sont intrusifs dans les schistes ; en réchauffant l'encaissant, ils ont provoqué des auréoles de métamorphisme de contact (cornéennes et schistes tâchetés). Le socle sain est surmonté d'altérite de schiste ou de granite. Des placages de limons éoliens (loess weichséliens) sont observés localement. Leur épaisseur n'excède pas 4 m. Les alluvions limoneux et limono-sableux sont présents près des cours d'eau. Ils sont en général peu épais et peu étendus (Bogdanoff et Julien, 1996).

Le site est traversé par sept cours d'eau principaux, qui s'écoulent du sud au nord : le Guyoult

à l'est, le ruisseau de Chênelais, le ruisseau de l'Hermitage, le Vilqué, le ruisseau de Tréhel, le ruisseau de la Costardière et le Pas Gérault (figure 6.6). Les massifs granitiques constituent des reliefs qui atteignent 110 m au sud-est dans la forêt de Villecartier. Le sommet du massif granitique du sud constitue un plateau avec une légère pente orientée vers l'ouest. La zone de schiste est très plane, l'altitude minimale est de 19 m. La topographie est relativement plane avec 81% des pentes inférieures à 5%, mais les pentes sont fortes au niveau de la zone de contact des schistes et des granites. Nous disposons d'un MNT (modèle numérique de terrain) à pas de 50m, réalisé par interpolation de courbes de niveau (source IGN) et donnant l'altitude au niveau du sol. Le réseau hydrographique modélisé à partir du MNT est proche du réseau observé, excepté dans les zones planes et les zones rectifiées de la vallée du Couesnon.

Les sols ont été décrits dans les trois sites initiaux A, B, C (Thenail, 1996). Ils sont limoneux acides sur schiste et à dominante plus sableuse sur granite avec une accumulation d'argile dans les bas-fonds. Les sols sont généralement profonds, surtout au niveau des placages limoneux. Il existe localement des zones d'affleurement granitique qui correspondent à des micro-parcelles de bois. L'extension des sols hydromorphes de fond de vallée sur l'ensemble du site a été modélisée à partir du calcul de l'indice climato-topographique sur le MNT à pas de 50 m (Merot et al., 2002).

6.1.2 Occupation du sol

Le site présente un gradient croissant de taille de parcelle et décroissant de densité de bocage du sud au nord.

6.1.2.1 L'activité agricole et l'occupation du sol sur les parcelles

Le sud-est du site est occupé par la Forêt de Villecartier. L'activité agricole est dominante sur le reste du territoire, avec essentiellement de l'élevage laitier basé sur la culture de maïs, de céréales et de prairies. Le chargement est de 1,5 à 1,7 $UGB.ha^{-1}$ de SAU (Surface Agricole Utile) et 2,5 $UGB.ha^{-1}$ de SFP (Surface Fourragère Principale). Il existe une différenciation des caractéristiques des exploitations du sud au nord. A partir d'enquêtes dans un échantillon d'exploitations agricoles localisées dans les sites initiaux A, B et C, Thenail (1996) a décrit et analysé le fonctionnement des exploitations, la structure de leur territoire et les usages des parcelles. La taille moyenne des exploitations augmente du sud vers le nord : elle est de 39 ha dans le sud et 50 ha dans la partie nord. La majorité des exploitations situées dans le site A ont une production laitière spécialisée avec des quotas laitiers relativement faibles. Du sud au nord, on observe une augmentation des exploitations laitières diversifiées (culture de vente, atelier de production de viande bovine, production porcine).

L'occupation du sol sur l'ensemble du site est suivie annuellement depuis l'année 2000 et cartographiée à partir de la photo-interprétation de photographies aériennes ULM. Les proportions de prairies temporaires, prairies permanentes, céréales et maïs dans l'assolement de l'année 2000 sur l'ensemble du site sont respectivement de 43, 8, 21 et 28 %. Mais la proportion de céréales et de maïs augmente du sud au nord, au détriment des prairies temporaires (figure 6.7).

6.1.2.2 Le réseau bocager

La structure et la composition végétale des haies a été décrite (en 1993 et 2002) : les haies sont arborées (le chêne et le châtaignier sont les essences les plus fréquentes) ou arbustives et plantées sur talus (Le Coeur et al., 1997). Seule la commune de Pleine-Fougères a été remembrée, en 1992. Une cartographie des haies a été réalisée sur l'ensemble du site en 2000 par photo-interprétation de photographies aériennes ULM. Les haies sont décrites en terme de présence/absence et en 4 types : (1) les haies à structure au sol visible mais à végétation très éparse, (2) les haies arbustives, (3) les haies arborées discontinues (couverture arborée inférieure à 50%), (4) les haies arborées continues (couverture arborée supérieure à 50%). Les haies sont définies comme des bordures de parcelle, située entre deux noeuds (Baudry et Jouin, 2003) : les haies qui ne couvrent qu'une portion de parcelle sont représentées comme couvrant la totalité de la bordure. Le SIG de Pleine-Fougères est de type topologique, il permet le couplage des informations relatives aux parcelles aux informations relatives aux haies. Des cartographies plus anciennes (1993-1996) existent pour les trois sites initiaux.

La densité de bocage diminue du sud au nord et varie de 200 à 60 $m.ha^{-1}$ (figure 6.8).

6.1.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux

Le contour des bassins versants d'ordre 1 à 3 a été extrait à partir du MNT à pas de 50 m : les bassins d'ordre 1 et 2 représentent respectivement 57,7 et 22,6 % de la surface du site.

Pinay et Troccaz (1999) ont réalisé un suivi hydrochimique de 1996 à 2000 à l'exutoire de 3 bassins versants situés sur le territoire ou au voisinage des sites initiaux A, B, C :

- le bassin A, d'une superficie de 6,4 km^2, représente la partie amont du bassin versant du Guyoult. Il est situé sur les communes de Trans et Broualan dans la zone de bocage dense (100 $m.ha^{-1}$). Il est sur substrat granitique, les sols sont sableux et les placages limoneux rares.
- le bassin B, d'une superficie de 2,1 km^2, est situé sur les communes de Vieux-Viel et de Pleine-Fougères. Il est drainé par le Vilqué. L'amont du bassin est sur granite, avec des placages limoneux, l'aval est sur schiste. La densité de bocage est importante (186 $m.ha^{-1}$).
- le bassin C, d'une superficie de 10,8 km^2, est situé sur la commune de Pleine-Fougères. Le substrat géologique est le schiste. Le maillage bocager est lâche (66 $m.ha^{-1}$).

Les débits étaient mesurés à l'exutoire des bassins B et C, le débit du bassin A étant calculé par corrélation, à partir de la mesure ponctuelle de la hauteur d'eau à l'exutoire du bassin A et du débit du bassin C. Des prélèvements bimensuels ont été réalisés à l'exutoire des bassins et de différents sous-bassins de B et de C. Dans le bassin A, la fréquence des échantillonnages a été variable (tous les 15 jours à tous les 3 mois). De 1996 à 1998, sur B et C, le protocole a été complété par un échantillonnage quotidien et asservi aux crues. Les éléments chimiques analysés étaient les formes de l'azote (NO_3^- , NH_4^+), le phosphore, le carbone organique dissous (COD).

6.1.3.1 Bassin A

La concentration en NO_3^- est faible pour la Bretagne (tableau 6.1) : elle est en moyenne de 22,6 $mg.l^{-1}$ (écart-type 8,5 $mg.l^{-1}$) de fin mai 1996 à fin août 2000. Les tendances saisonnières sont difficiles à identifier compte tenu de la faible fréquence des échantillonnages, notamment en 1999 et 2000 (figure 6.2). Les concentrations moyennes en COD et en chlorure sont respectivement de 11,5 et 39,2 $mg.l^{-1}$.

TAB. 6.1 – Moyennes et écarts-type des concentrations en nitrate, COD et chlorure par année hydrologique de 1996 à 2000 sur le bassin A de Pleine-Fougères.

Année hydrologique	Pluie (mm)	Moyennes ($mg.l^{-1}$)			Ecarts-type ($mg.l^{-1}$)		
		NO_3^-	COD	Cl^-	NO_3^-	COD	Cl^-
1996-1997	527	21,3	12,2	43,6	9,4	4,4	4,8
1997-1998	525	24,7	11,2	44,8	7,8	3,2	7,3
1998-1999	781	27,2	11,4	37,6	10,4	3.0	7,1
1999-2000	867	19,5	11,2	30,8	4,9	1.9	7,6

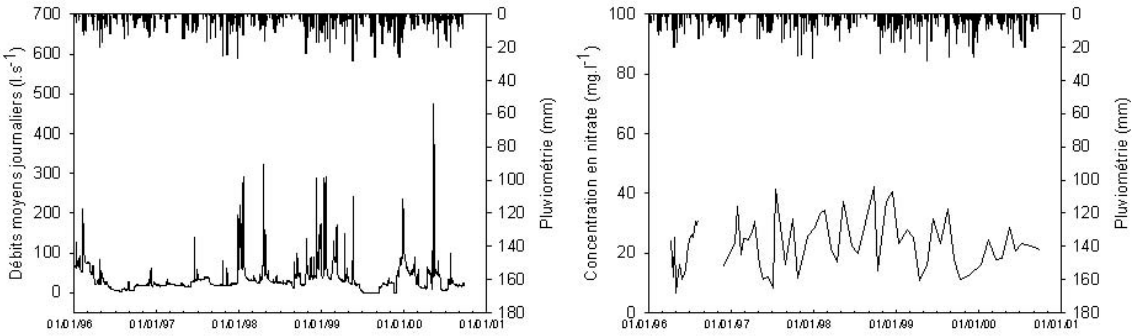


FIG. 6.2 – Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin A du site de Pleine-Fougères de 1996 à 2000.

6.1.3.2 Bassin B

La moyenne des concentrations de 1996 à 2000 est de 30,9 $mg.l^{-1}$, les contrastes inter-annuels sont importants (tableau 6.2) : la concentration moyenne annuelle est plus faible les années les plus sèches, la différence est surtout liée aux concentrations hivernales qui sont plus faibles en 96-97 et 97-98. Cette tendance est également observée sur les données hors crue. Mais le changement dans la moyenne des concentrations correspond également à un changement dans la fréquence des échantillonnages (journaliers de 96 à 98, bimensuels par la suite). Les concentrations en nitrate

suivent des variations saisonnières "non-classiques" (Martin, 2003) (figure 6.3) : elles sont maximales en été (30 à 35 $mg.l^{-1}$) et diminuent à l'automne jusqu'à 12 $mg.l^{-1}$ en 1996 et 1997. Les crues sont marquées par des diminutions de la concentration. Les concentrations moyennes en COD et en chlorure sont respectivement de 9,7 et 6,8 $mg.l^{-1}$.

TAB. 6.2 – Moyennes et écarts-type des concentrations en nitrate, COD et chlorure par année hydrologique de 1996 à 2000 sur le bassin B de Pleine-Fougères.

Année hydrologique	Pluie (mm)	Moyennes ($mg.l^{-1}$)			Ecarts-type ($mg.l^{-1}$)		
		NO_3^-	COD	Cl^-	NO_3^-	COD	Cl^-
1996-1997	527	25,1	9,7	42,3	5,8	5,5	8,8
1997-1998	525	24,8	11,0	41,4	10,4	8,2	8,0
1998-1999	781	37,0	9,6	36,8	10,9	3,2	4,6
1999-2000	867	36,8	8,5	36,6	7,6	2,5	5,7

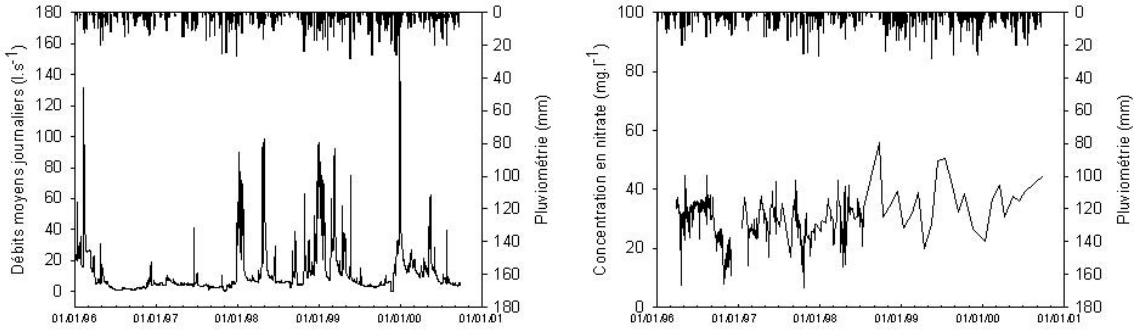


FIG. 6.3 – Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin B du site de Pleine-Fougères de 1996 à 2000.

6.1.3.3 Bassin C

La moyenne des concentrations de 1996 à 2000 est de 38,6 $mg.l^{-1}$: la concentration en nitrate tend à être plus faible les années les plus humides (tableau 6.3). Ceci est probablement dû à des dilutions lors des crues puisque sur l'analyse des données hors crue montre une tendance inverse. Les variations saisonnières des concentrations en nitrate sont peu marquées (figure 6.4). Les concentrations moyennes en COD et en chlorure sont respectivement de 12,6 et 52,7 $mg.l^{-1}$.

TAB. 6.3 – Moyennes et écarts-type des concentrations en nitrate, COD et chlorure par année hydrologique de 1996 à 2000 sur le bassin C de Pleine-Fougères.

Année hydrologique	Pluie (mm)	Moyennes ($mg.l^{-1}$)			Ecarts-type ($mg.l^{-1}$)		
		NO_3^-	COD	Cl^-	NO_3^-	COD	Cl^-
1996-1997	527	41,3	-	55,3	5,3	-	5,1
1997-1998	525	40,7	10,4	52,0	16,9	7,5	14,2
1998-1999	781	36,4	12,5	55,6	5,7	4,9	3,5
1999-2000	867	36,0	14,8	47,8	6,7	3,4	4,1

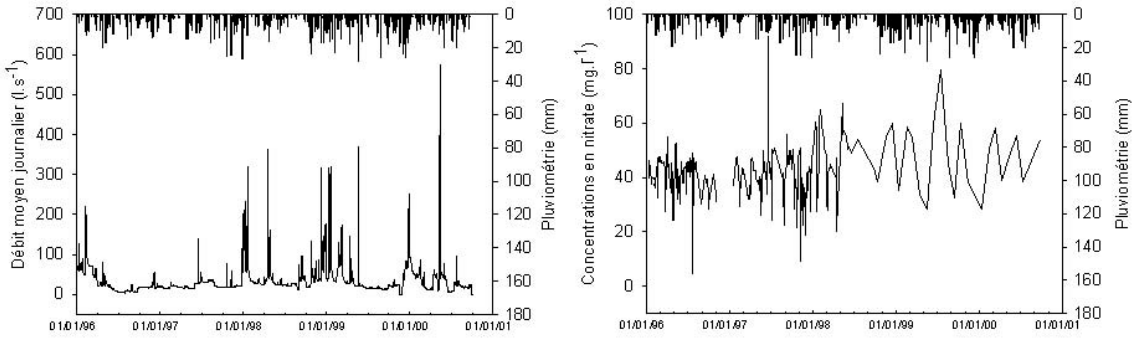


FIG. 6.4 – Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin C du site de Pleine-Fougères de 1996 à 2000.

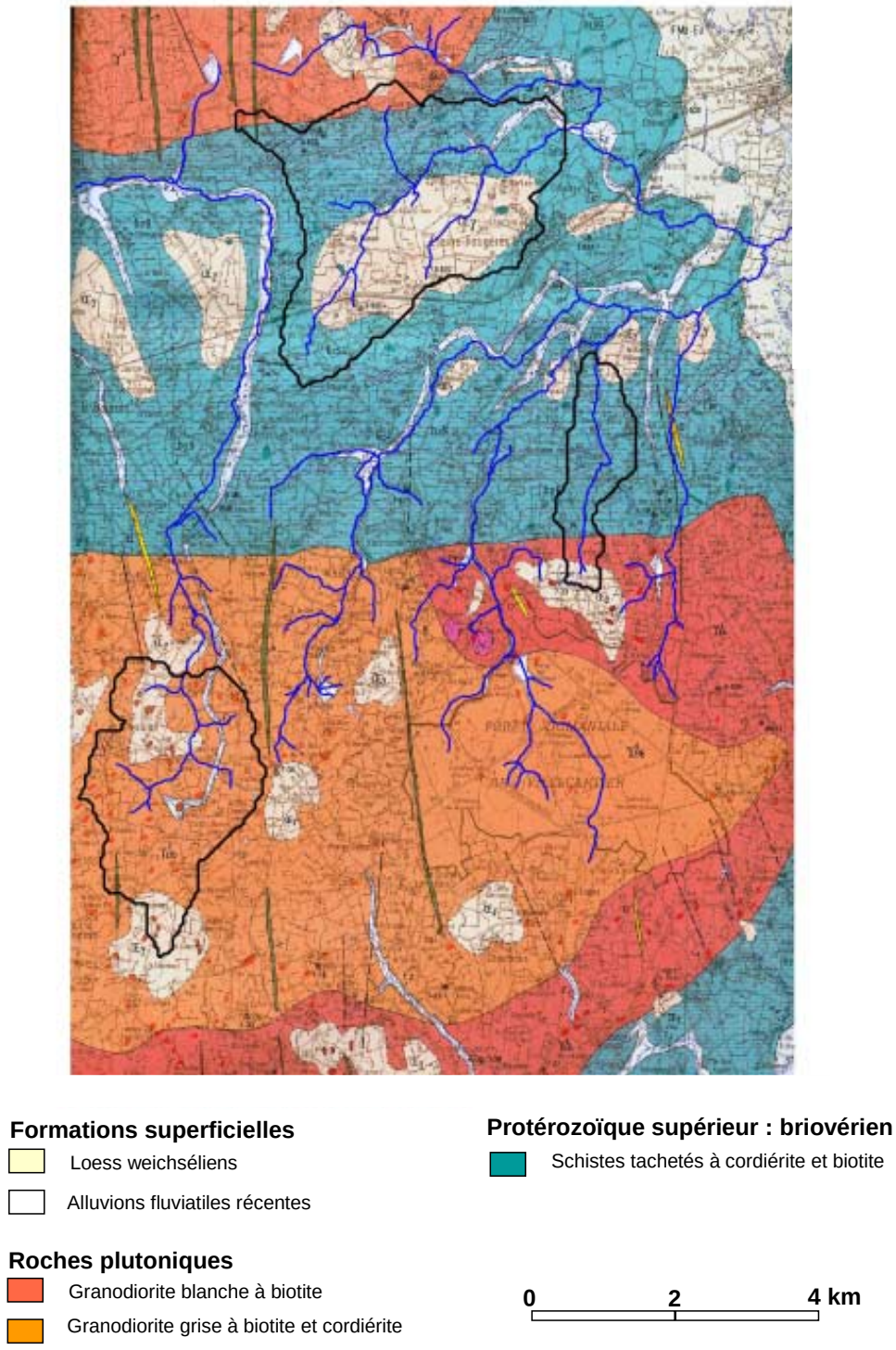


FIG. 6.5 – Carte géologique de la région du site de Pleine-Fougères (Bogdanoff et Julien,1996).

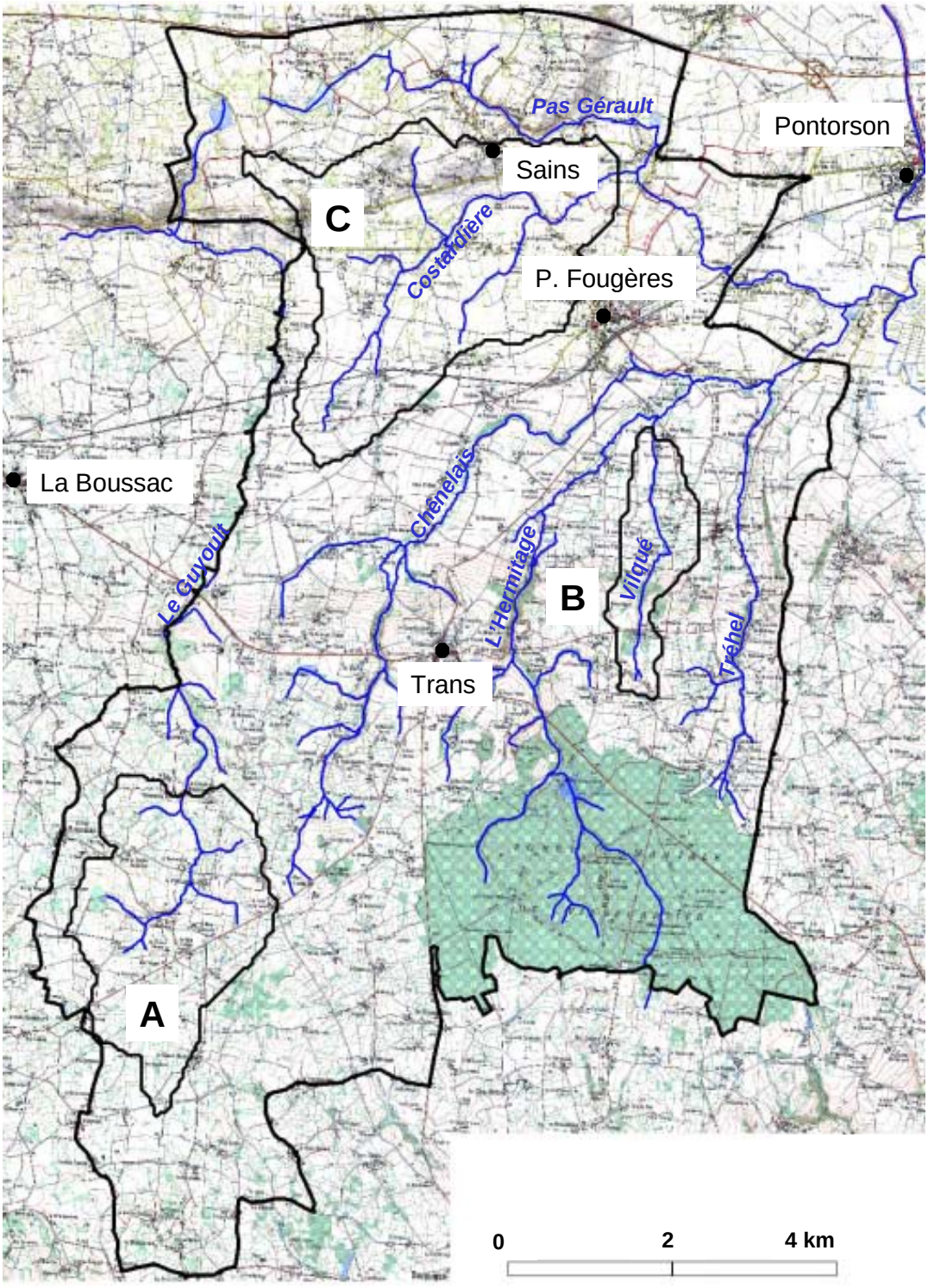


FIG. 6.6 – Carte topographique du site de Pleine-Fougères et localisation des bassins A, B, C.

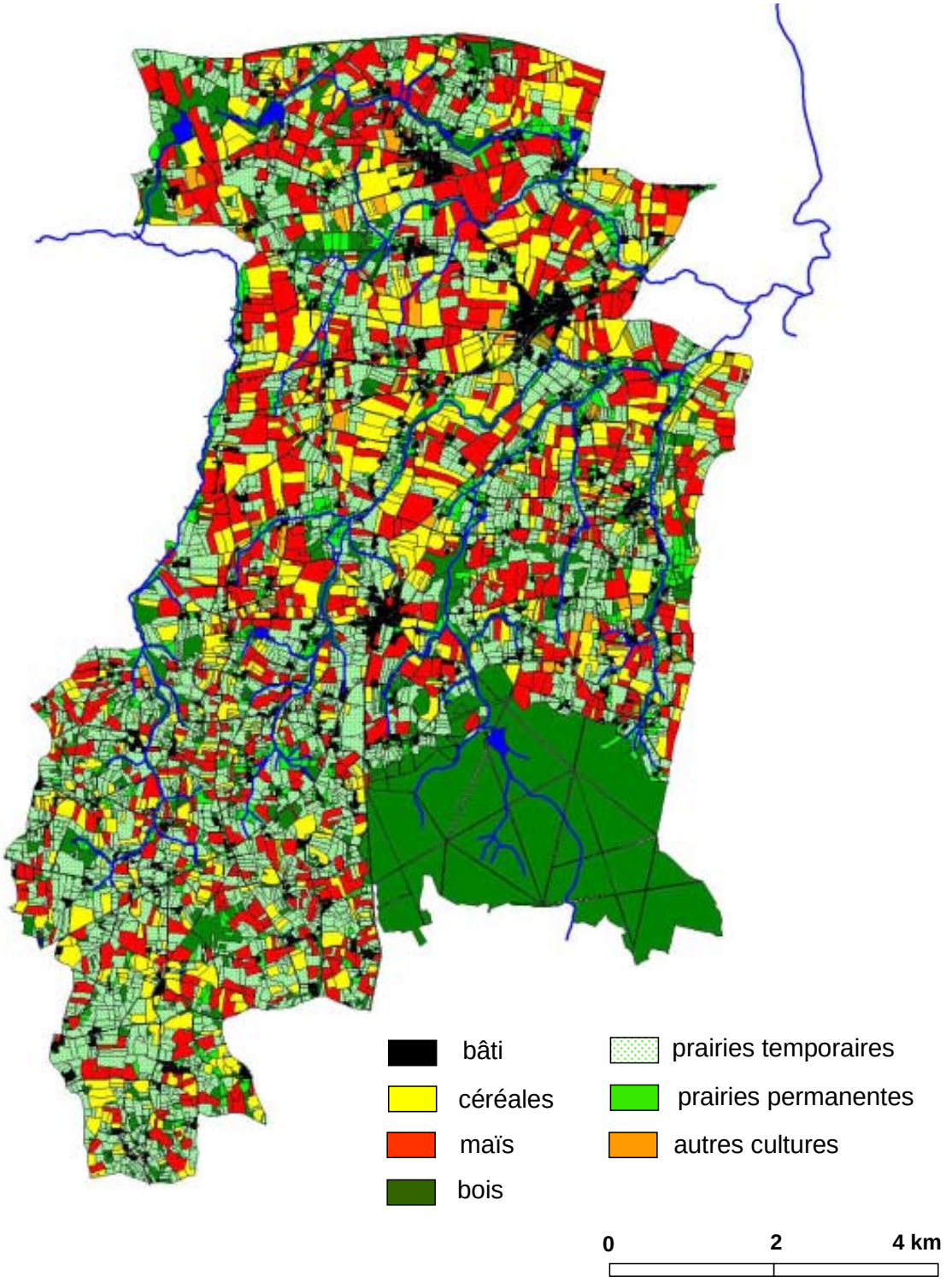


FIG. 6.7 – Occupation du sol du site de Pleine-Fougères pour l'année 2000.

FIG. 6.8 – Réseau de haies du site de Pleine-Fougères pour l'année 2000.

6.2 Bassin versant de Naizin

Le bassin de Naizin, situé dans le département du Morbihan à 100 km à l'ouest de Rennes et à 20 km au sud-est de Pontivy, a une superficie de 12,4 km^2. Il est drainé par le ruisseau du Coët-Dan. Il est le lieu de recherches pluridisciplinaires depuis 1971 et est dédié à l'étude de la qualité des eaux : il a été choisi par l'INRA en 1991 pour l'étude des transferts de nitrate en zone d'agriculture intensive. Il constitue l'un des sites de la Zone Atelier Bretagne Continentale du PEVS (Programme Environnement Vie Société du CNRS) et de l'ORE AgrHys (Observatoire de Recherche en Environnement temps de réponse dans les agro-hydrosystèmes). L'intérêt de ce site est que son fonctionnement hydrologique et hydrochimique est bien décrit et que son évolution est représentative de l'intensification de l'agriculture bretonne et du remaniement des paysages agricoles à partir des années 1970.

6.2.1 Milieu physique

6.2.1.1 Contexte climatique

Le climat est de type océanique. La température moyenne annuelle est de 11 $^{\circ}C$. La pluviométrie moyenne annuelle mesurée sur 10 ans (1993-2002) est de 883 mm, avec des contrastes interannuels importants pendant les 10 dernières années : les cumuls annuels minimum et maximum ont été respectivement de 548 mm en 1995-1996 (année hydrologique de août à août) et 1323 mm en 1999-2000. L'ETP Penman moyenne annuelle pendant cette période est de 705 mm.

6.2.1.2 Contexte géologique, géomorphologique et pédologique

La géologie du bassin a été décrite dans le détail par Pellerin et Van Vliet-Lanoe (1998). Le substrat géologique est le schiste briovérien. Les schistes sont parfois recoupés par des formations gréseuses ou des inclusions de quartzites. Le schiste est recouvert d'altérites, d'épaisseur variable de l'ordre d'une à quelques dizaines de mètres, et qui occupent deux positions dans le paysages : les plateaux et les bas-fonds où elles constituent le substrat des sols hydromorphes. Quelques apports de limons éoliens ont été mis en évidence.

Le ruisseau du Coët-Dan s'écoule du nord au sud sur 7 km. L'altitude moyenne du bassin est de 110 m. La topographie est relativement plane avec 70% des pentes inférieures à 5%. La partie haute au nord est constituée de plateaux, et la partie sud correspond à un basculement des pentes avec des maxima atteignant 14%. Les pentes sont également plus fortes à l'est du bassin qu'à l'ouest (figure 6.9). Nous disposons d'un MNT à pas de 20 m, réalisé par stéréo-restitution d'images satellite SPOT et qui donne l'altitude au niveau du sur-sol (végétation, bâti). Ce MNT a été filtré pour limiter les effets du sur-sol et contraint sur le réseau hydrographique réel (Aurousseau et Squividant, 1997).

Les sols sont limoneux, acides, avec un pH moyen de 6,3, et présentent un taux de matière organique de 2,5 à 5%. L'épaisseur de la couche limoneuse varie de 50 à 150 cm. Les sols sont organisés en deux grands domaines : les sols bien drainés des plateaux et versants et les sols hydromorphes des bas de versant et fonds de vallée (figure 6.10). Ces derniers représentent 15% de la superficie

du bassin (Walter et Curmi, 1998). Certaines parcelles du bassin sont drainées artificiellement, mais leur localisation précise n'est pas connue.

6.2.2 Occupation du sol

6.2.2.1 L'activité agricole et l'occupation du sol sur les parcelles

90% de la surface du bassin est utilisée par l'agriculture. L'intensification de l'agriculture s'est manifestée par le développement de l'élevage (tableau 6.4).

TAB. 6.4 – Evolution du cheptel sur la commune de Naizin entre 1970 et 2000 (données du recensement agricole).

Catégories d'animaux	1970	1979	1988	2000
Vaches laitières	1974	2280	1699	1224
Total bovins	3492	3800	3182	3888
Total ovins	66	410	440	0
Truies mères	985	1718	2029	2601
Total porcins	7691	15530	28849	37636
Poules et poulettes	28124	52858	22652	84968
Poulets de chair	8955	9090	22210	9410
Autres volailles	27	12188	36003	49100

L'activité agricole est aujourd'hui dominée par l'élevage laitier intensif, avec une place importante du maïs dans la ration fourragère, et par l'élevage hors-sol de porcs et de volailles. Le bassin a été remembré en 1975. La taille moyenne des parcelles agricoles a évolué : en 1972, les parcelles de 1 à 2 ha représentent 60% de la SAU (Surface Agricole Utile) ; en 1981, les parcelles de plus de 2 ha représentent 50% de la SAU et en 1999, elles en représentent 70%, dont 30% supérieures à 5 ha (Hubert-Moy et al., 2003). Les parcelles de plus grande taille se situent à l'amont dans le bassin de Kervidy. Cann (1998) a étudié l'évolution de l'occupation du sol sur le bassin de 1972 à 1996 à partir de photographies aériennes et de relevés terrains : il montre la progression de la culture du maïs et la diminution de la surface en prairies, liées à l'évolution des élevages (maïs grain pour l'alimentation des porcins et volailles, maïs ensilage pour l'alimentation des bovins). La surface en maïs est constante depuis 1990 : elle représente 30% de la SAU. L'évolution des prairies est marquée par une diminution forte des prairies permanentes au profit des prairies temporaires. La surface en prairies représente 20 à 30% de la SAU. La surface en céréales est de 30% de la SAU. Les bas-fonds sont surtout occupés par des prairies, des friches ou des plantations d'arbres (figure 6.12), les versants sont occupés par les cultures, excepté dans la partie centrale à l'est du bassin.

Nous disposons de la cartographie de l'occupation du sol de 1993 à 1996.

6.2.2.2 Le réseau bocager

En 1950, le bassin de Naizin présentait une densité de haies 85 $m.ha^{-1}$, avec une densité plus faible à l'amont dans le sous-bassin de Kervidy (60 $m.ha^{-1}$). Cette densité était faible par rapport à la situation d'autres bassins versants bretons où elle pouvait atteindre 200 $m.ha^{-1}$. Un grand nombre de haies ont été arasées de 1975 à 1980 à l'occasion du remembrement. Les haies qui subsistent sont surtout localisées dans les bas de versant, à la limite des cultures et des prairies, et le long du réseau routier. La densité est de 35,4 $m.ha^{-1}$ en 2000, 27,0 $m.ha^{-1}$ pour Kervidy. La situation a peu évolué depuis 1980. Le bassin est représentatif d'une situation de bocage dégradé. Quelques nouvelles haies ont été plantées depuis la fin des années 1990.

Nous disposons de la cartographie du réseau bocager pour les années 1948 et 2000 (figure 6.11). Ces cartes ont été obtenues à partir de la photographie aérienne pour l'année 1948 et à partir de la photographie de 1993 actualisée par un relevé sur le terrain pour l'année 2000. Les haies sont cartographiées en terme de présence-absence, nous ne disposons pas de typologie des haies sur ce bassin.

6.2.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux

Un suivi hydrologique et hydrochimique est réalisé depuis 1993 à l'exutoire du sous-bassin de Kervidy (4,9 km^2), qui constitue l'amont du bassin de Naizin. Les débits et des chroniques pluri-annuelles à pas de temps bimensuel à journalier des concentrations à l'exutoires pour différents éléments chimiques sont disponibles, en particulier pour les anions majeurs (nitrates NO_3^-, chlorures Cl^-, sulfates SO_4^{2-}) et le carbone organique dissous (COD) (figure 6.13). Le bassin de Kervidy a un écoulement généralement non pérenne, la rivière se tarit en été. Les concentrations en nitrate suivent des variations intra-annuelles classiques. Elles augmentent pendant l'hiver jusqu'à environ 85 $mg.l^{-1}$ et décroissent progressivement au printemps et au début de l'été jusqu'à 60 $mg.l^{-1}$ environ. Les crues sont marquées par une baisse importante de la concentration, attribuée à une dilution du nitrate par les eaux de ruissellement et de la nappe superficielle riveraine moins chargée. La nappe qui se développe dans l'altérite et dans le sol, joue un rôle majeur dans les transferts d'eau et de polluants. Elle constitue un important réservoir à nitrate(Molénat et al., in press).

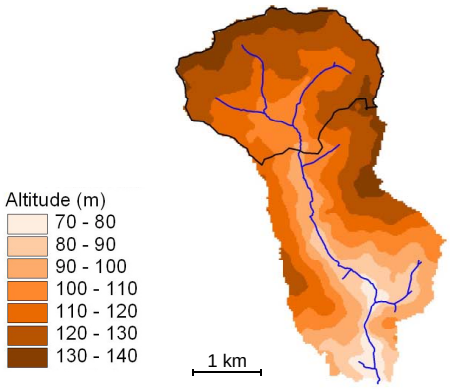


FIG. 6.9 – Topographie du bassin de Naizin. Contour du sous-bassin de Kervidy.

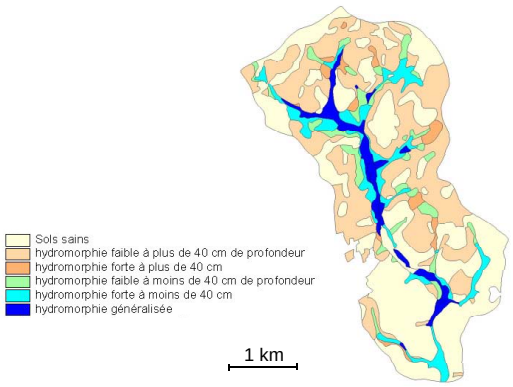


FIG. 6.10 – Distribution des sols hydromorphes dans le bassin de Naizin.

FIG. 6.11 – Réseau bocager du bassin de Naizin en 1948 (image de gauche) et en 2000 (image de droite).

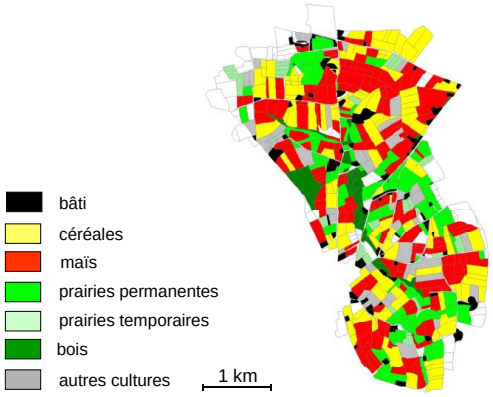


FIG. 6.12 – Occupation du sol du bassin de Naizin en 1996.

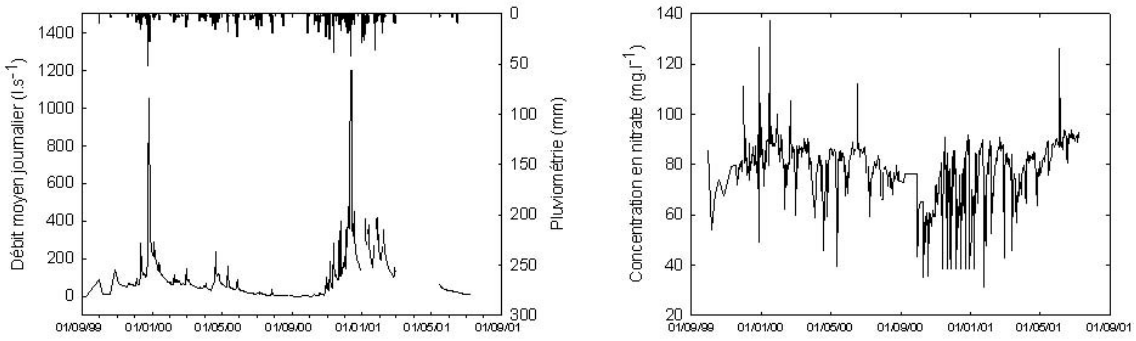


FIG. 6.13 – Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire de Kervidy-Naizin du 1er sept. 1999 au 1er sept. 2001

.

6.3 Bassin versant du Moulinet

Le bassin versant du Moulinet est situé au sud-ouest du département de la Manche à une vingtaine de kilomètres à l'est d'Avranches. Il a une superficie de 4,64 km^2. Le Moulinet est ruisseau de 2^{nd} ordre affluent de l'Oir, lui-même affluent de la Sélune qui se jette dans la baie du Mont-Saint-Michel. Nous avons considéré l'amont du bassin versant, qui a une superficie de 2,91 km^2.

6.3.1 Milieu physique

6.3.1.1 Contexte climatique

Le climat est de type tempéré océanique. La pluviométrie moyenne annuelle de 1977 à 2000 est de 1058 mm et atteint 580 mm de novembre à avril (source Météo-France, station de Saint-Hilaire-du-Harcouët située à une dizaine de kilomètres au sud du site). Les températures sont douces en hiver et peu élevées en été, avec un minimum de 4,3°C en moyenne pour le mois de janvier et un maximum de 16.5 °C pour le mois de juillet. Les données d'évapotranspiration potentielle indiquent qu'il existe un déficit hydrique de début avril au début de l'automne, avec un maximum en août.

6.3.1.2 Contexte géologique, topographique et pédologique

Le substrat géologique est le schiste briovérien. Le substrat sain est surmonté par l'altérite de schiste. Des placages de limons éoliens supérieurs à 1 m d'épaisseur recouvrent l'altérite (Langevin et al., 1984). Le substrat est imperméable. Une nappe de subsurface se développe dans l'altérite de schiste, elle est superficielle dans les bas de versant. Des sols hydromorphes sont donc présents dans les fonds de vallée alors que sur les versants et plateaux les sols sont bien drainés. Une zone de colluvions / alluvions est présente en bordure de cours d'eau, son extension est limitée à quelques mètres (Chaplot, 1998).

Les altitudes sont comprises entre 33 et 150 m et les pentes moyennes sont de l'ordre de 4%.

6.3.2 Occupation du sol

6.3.2.1 L'activité agricole et l'occupation du sol sur les parcelles

Le bassin est essentiellement agricole. L'activité agricole est basée sur l'élevage bovin laitier. En 1995, 50% de la SAU est en prairies permanentes ou temporaires. Le reste de la SAU est cultivé en maïs et en céréales d'hiver (Turgie, 1997). L'occupation du sol est polarisée en fonction de la topographie : 93% des parcelles localisées en bordure de cours d'eau sont utilisées en prairies, surtout permanentes (70%) et pâturées. Le reste des bords de cours d'eau sont cultivés en maïs. La fertilisation est principalement minérale, 39% des prairies reçoivent plus de 120 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ d'azote (Turgie, 1997). La taille moyenne des exploitations est de 50,3 ha, avec une forte variation (de 20 à 95 ha) et la taille moyenne des parcelles de 3,3 ha. Le chargement animal est de 2,2 $UGB.ha^{-1}$. Les bâtiments d'élevage sont situés dans les versants ou sur les plateaux. La fertilisation organique est réservée aux parcelles de maïs.

6.3.2.2 Le réseau bocager

La densité de haies est de 47 $m.ha^{-1}$. Les haies sont essentiellement composées de châtaigniers et de chênes têtards, plantés sur talus. En 1958, la surface moyenne des parcelles est inférieure à 1 ha et la densité de haies est d'environ 250 $m.ha^{-1}$. Entre 1958 et 1992, le nombre de parcelles a été divisé par 3 (Chaplot, 1998).

6.3.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux

Un suivi hydrologique et géochimique est réalisé à l'exutoire du bassin depuis décembre 1994, avec un prélèvement 2 fois par mois et des mesures de conductivité, de pH de température, d'oxygène dissous, et de concentrations en nitrate, chlorure et sulfate. Un suivi de la composition chimique de la nappe de subsurface à proximité du cours d'eau est aussi réalisé sur ce site à partir d'un réseau de piézomètres localisés dans le cours d'eau et dans la zone humide en bordure de cours d'eau depuis avril 2001.

La moyenne des concentrations en nitrate est de 37,2 $mg.l^{-1}$. La concentration en nitrate présente des cycles saisonniers classiques avec des concentrations maximales en hiver et minimales en automne (figure 6.14). L'augmentation de la concentration en nitrate est rapide et la diminution est plus lente. Les teneurs mesurées lors des hivers pluvieux 1994-95, 98-99 et 99-00 sont plus élevées (45 $mg.l^{-1}$) que lors des hivers secs (32 $mg.l^{-1}$), de même pour les étés pluvieux. A l'échelle journalière, les teneurs en nitrate diminuent fortement lors des crues.

6.4 Bassin versant du Yar

Le Yar est un bassin littoral, situé à l'ouest du département des Côtes-d'Armor, à la limite du Finistère. Il a une surface de 60,2 km^2. Il s'étend sur 8 communes : Guerlesquin, Lanvellec, Plestin-en-Grèves, Plounérin, Plufur, Tréduder, Trémel, Plouégat-Moysan. Le ruisseau du Yar prend sa source dans les monts du Mené et se jette dans la baie de Lannion au niveau de Saint-Michel-en-Grèves. Le Yar constitue l'un des sites de la Zone Atelier Bretagne Continentale. Les données sur le bocage et l'occupation du sol nous ont été mises à disposition par le laboratoire COSTEL (CNRS Université de Rennes 2).

6.4.1 Milieu physique

6.4.1.1 Contexte climatique

Le climat est de type océanique avec un gradient de pluviométrie de l'aval vers l'amont du bassin avec à l'aval une moyenne entre 1987 et 1997 de 809 mm calculé à partie de la station Météo-France de Lannion située en bord de mer et à l'amont une moyenne de 956 mm calculée à partir de la station de Lanmeur entre 1979 et 1991. Une estimation de la pluviométrie a été réalisée sur 22 ans , en prenant en compte la moyenne des six postes météo qui couvrent le bassin (Lannion, Perros-Guirrec, Plouvenez-Mouedec, Lanmeur, Morlaix, Scrignac, Louragat) donne une valeur de 922,6 mm avec un écart-type de 133,5 mm (source : Conseil Général des Côtes d'Armor).

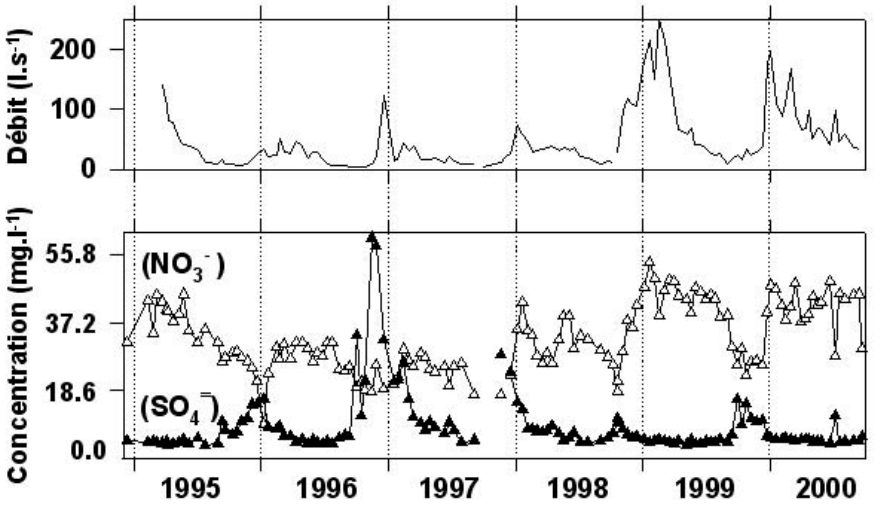


FIG. 6.14 – Chronique des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du Moulinet de 1995 à 2000 (d'après Grimaldi et al. (in press)).

6.4.1.2 Contexte géologique, topographique et pédologique

Le substrat géologique est le granite. Le bassin a une forme allongée et présente un dénivelé important, avec un point haut à 257 m dans les monts du Mené et au niveau de la mer à son exutoire. Le relief est caractérisé par des plateaux séparés par des vallées plus ou moins marquées. Les vallées sont plus encaissées à l'aval, en forme de V ou de U et essentiellement utilisées en bois.

Nous disposons d'un MNT à pas de 20 m réalisé par stéréo-restitution d'images SPOT, filtré et contraint sur le réseau hydrographique réel (figure 6.15).

6.4.2 Occupation du sol

6.4.2.1 Activité agricole et occupation du sol sur les parcelles

Le bassin est peu urbanisé (1,3% de la surface en 1990). Les bois représentent 23.7% de la surface et la SAU représente 75% de la surface totale du bassin. L'agriculture est dominée par l'élevage bovin (80% des exploitations dont 50% de mixtes allaitants/laitiers, 15% de laitiers spécialisés et 15% d'allaitants spécialisés). Des exploitations hors-sol sont également présentes : ce sont essentiellement des élevages de volailles, les élevages de porcs sont peu nombreux. Même si l'accroissement des exploitations supérieures à 35 ha est important ces dernières années, le bassin se caractérise par des exploitations de taille modeste (50 ha de SAU en moyenne). Les parcelles sont majoritairement utilisées en prairies (40% de la surface en prairies temporaires et 10 % en prairies permanentes), en maïs (20%) et en céréales (15%) (figure 6.16).

A l'amont, les têtes de bassin sont boisées ; la concentration d'exploitations hors-sol y est plus importante que sur le reste du bassin. La prairie domine et représente 70% de la SAU ; le maïs et les céréales représentent 4 à 25% de la SAU. Entre l'amont et l'aval, la zone intermédiaire du bassin est constituée par un plateau, sans vallées marquées à l'amont, puis parcouru par des vallées encaissées en V ou en U et boisées vers l'aval. Au sud, le plateau présente un bocage dense, les prairies occupent 45 à 75% de la SAU, le maïs 25 à 40% et les céréales 10 à 20%. Au nord, il présente un bocage plus ouvert, la proportion de prairies est plus faible et les céréales occupent 15 à 35 % de la SAU. Dans la zone aval du bassin le relief est accentué, les pentes supérieures à 7% occupent 60% du territoire. Cette zone est sous l'influence du littoral, la SAU ne représente que 50 % de la surface.

6.4.2.2 Le réseau bocager

Le bassin présente une de densité de bocage importante de 96 $m.ha^{-1}$ en moyenne sur le site. Il existe des différences à l'intérieur du bassin : la partie amont (exceptée l'extrême sud) présente une densité plus importante (tableau 6.5). Nous disposons d'une cartographie du bocage sur l'ensemble du bassin en 1998, obtenue par photo-interprétation de photographies aériennes, avec une typologie en 8 classes, basées sur l'importance du talus et sur la densité de végétation (figure 6.17). Les haies sont regroupées en 3 classes pour obtenir une typologie homogène avec la typologie disponible sur le site de Pleine-Fougères : végétation faible, végétation moyenne, végétation importante. Nous disposons de la cartographie du bocage en 1952 de deux zones du bassin : dans le sous-bassin

versant du Rosanbo, situé au sud-est du bassin au niveau du plateau bocager où la densité est de 103,3 $m.ha^{-1}$, et au nord-ouest du bassin au niveau du plateau ouvert où la densité est de 100,7 $m.ha^{-1}$.

TAB. 6.5 – Densité de haies en 1998 dans les sous-bassins versants du Yar.

Sous-bassin	Surface (ha)	Densité de haies($m.ha^{-1}$)
1	1007	89,8
2	1141	53,1
3	727	135,4
4	454	94,8
5	456	78,8
6	642	103,3
7	432	58,0
8	630	70,7
9	639	74,5

6.4.3 Fonctionnement hydrologique et qualité des eaux

Le Yar est divisé en 31 sous-bassins versants élémentaires d'une superficie de 45 à 410 ha. Dans ce travail, ils sont regroupés en 9 sous-bassins d'une superficie de 430 à 1075 ha.

L'eutrophisation des eaux littorales est une problématique majeure dans la région de la baie de Lannion. Les concentrations en nitrate ont augmenté régulièrement depuis 20 ans (+ 0.8 $mg.l^{-1}$ par an de 1978 à 1998) mais elles restent peu élevées par rapport aux autres bassins versants et comprises entre 30 et 40 $mg.l^{-1}$. Les variations saisonnières et interannuelles sont faibles. Les données d'hydrologie et de qualité des eaux ne sont pas utilisées dans ce travail.

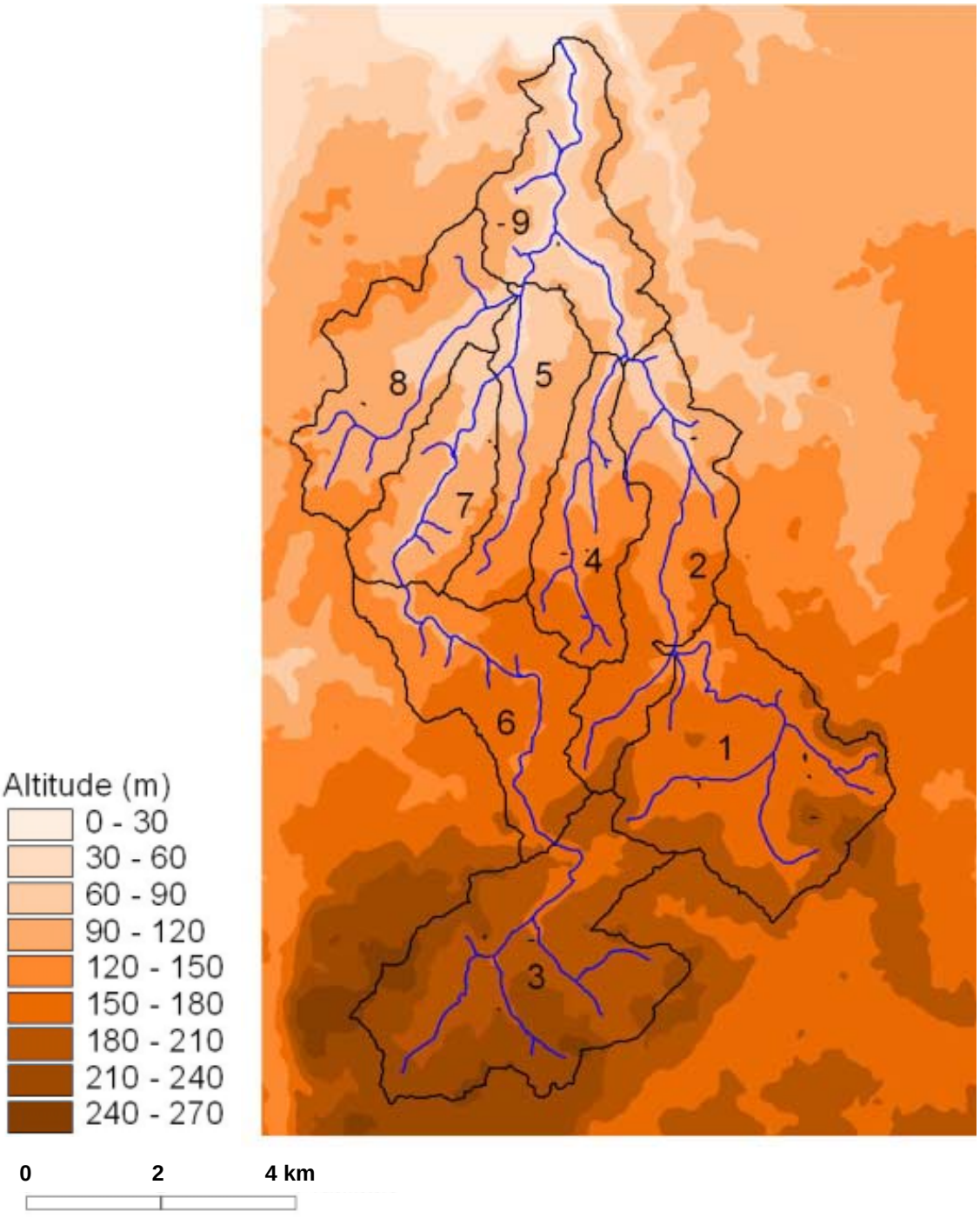


FIG. 6.15 – Topographie du bassin versant du Yar et localisation des sous-bassins.

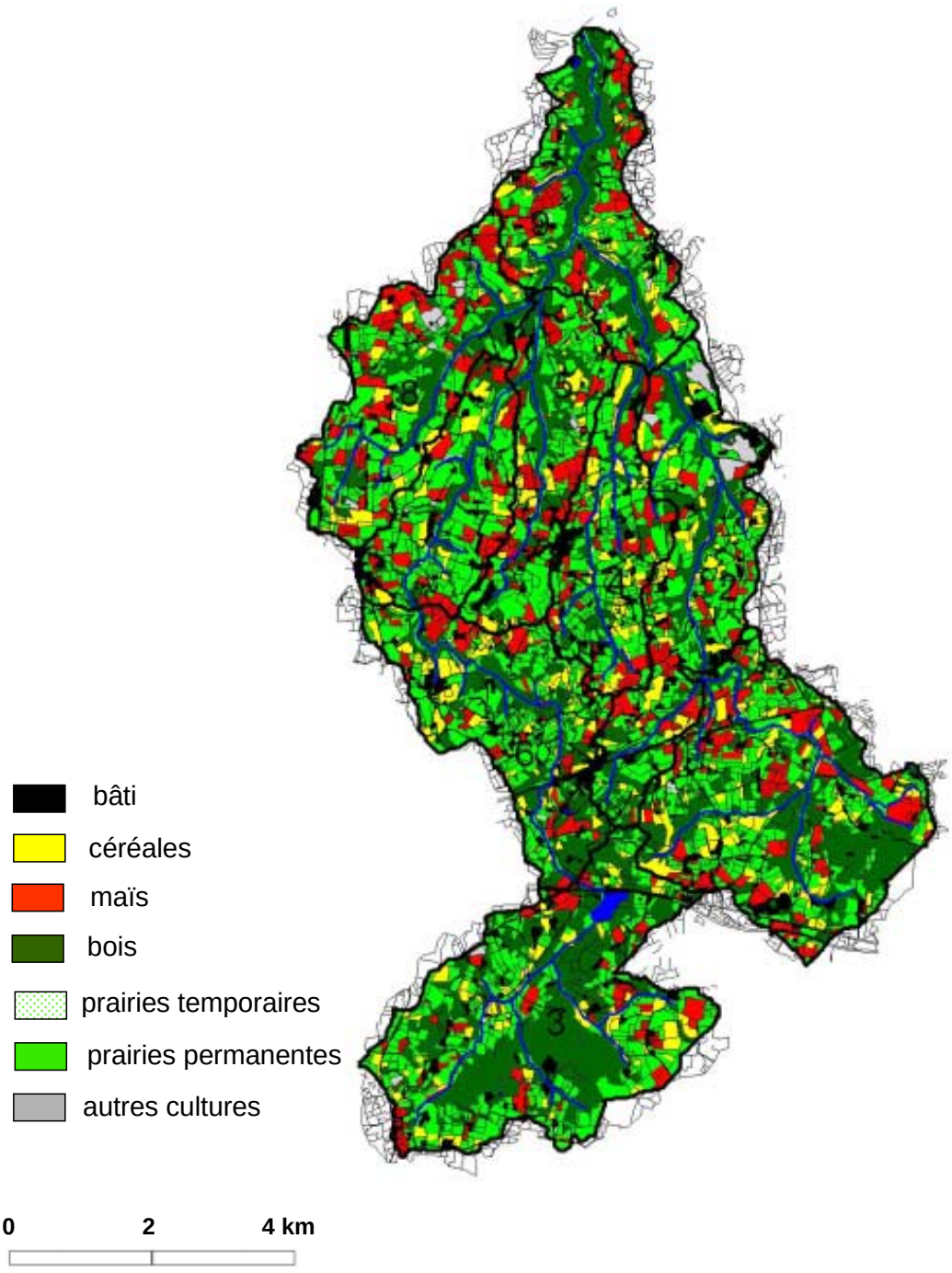


FIG. 6.16 – Occupation du sol du bassin du Yar pour l'année 2000.

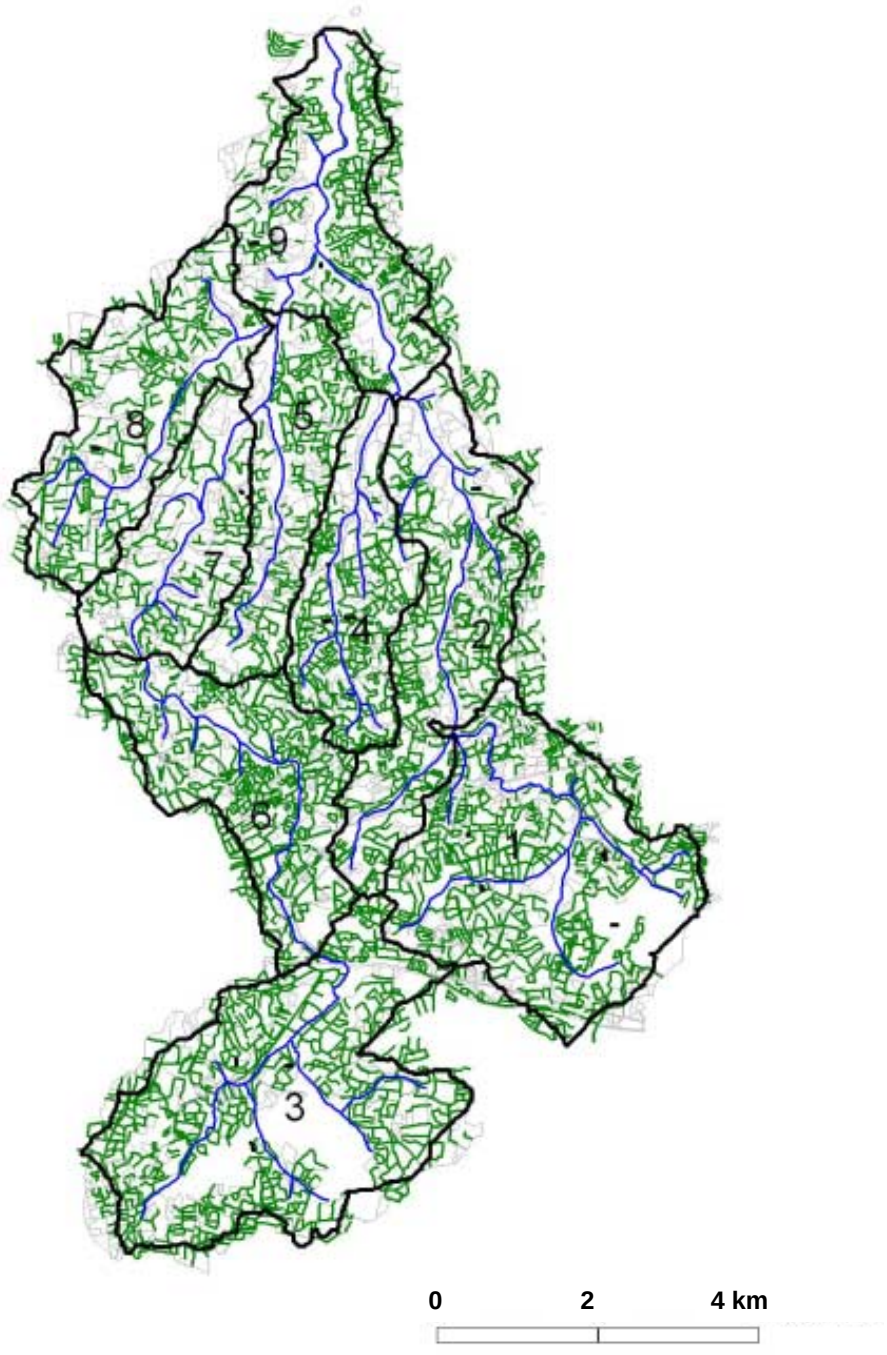


FIG. 6.17 – Cartographie du bocage du bassin de Yar pour l'année 1998.

6.5 Synthèse sur les données utilisées

Les données existantes sur les différents sites et leur utilisation sont synthétisées dans le tableau 6.6.

La cartographie des haies est disponible sur l'ensemble des sites. Les sites présentent des intérêts à différents niveaux :

- **Le site de Pleine-Fougères** est le site central dans ce travail. Il a été choisi puisqu'il est dédié à l'étude du bocage. Il présente l'intérêt d'avoir un gradient important de densité bocagère à courte distance. L'inconvénient est que le fonctionnement hydrologique et géochimique des bassins est mal connu. L'étude de Pinay et Troccaz (1999) est la seule une étude réalisée sur le fonctionnement des 3 bassins. Une étude récente a été réalisée par Lefebvre (2003) mais elle concerne le fonctionnement biogéochimique de tronçons de l'hydrosystème.

- **Naizin** est un bassin dont l'agriculture et le paysage ont fortement évolué dans les années 1970. Il est aujourd'hui représentatif des situations de bocage dégradé. D'autre part, il constitue l'un des deux principaux sites d'étude de l'IFR CAREN en hydrologie et géochimie et sur lequel les données sur la qualité de l'eau sont les plus importantes.

- **Le Yar** présente une diversité interne de densité de haies dans un contexte géomorphologique différent de celui de Pleine-Fougères et à l'échelle de gestion. Il n'est pas utilisé dans la mesure du rôle tampon des paysages bocagers.

- **Le Moulinet** est un bassin sur schiste, dont le fonctionnement hydrologique a été décrit. Il présente une densité de haies moyenne. Il est utilisé dans l'approche empirique du rôle tampon des haies.

Les sites se situent dans le même ensemble géographique et dans le même contexte général agricole. L'agriculture est basée principalement sur l'élevage bovin laitier avec la culture de maïs, de céréales et de prairies. Ils présentent néanmoins des contrastes en terme d'occupation du sol agricoles et de bocage, et en terme de dynamique et d'intensité des signaux hydrologiques et hydrochimiques à l'exutoire.

Il existe des gradients intra et inter-site de niveaux de production et de niveaux d'intensification : Naizin présente l'agriculture la plus intensive avec de nombreux élevages hors-sol, des niveaux de fertilisation élevés et une part importante du maïs dans l'assolement. La partie sud du site de Pleine-Fougères et la partie sud du bassin versant du Yar présentent l'agriculture la moins diversifiée, avec une proportion de maïs plus faible dans l'assolement et une forte densité de haies sur le territoire des exploitations.

Les niveaux et la dynamique des concentrations en nutriments diffèrent : le gradient de concentrations moyennes en nitrates correspond au gradient de densité de bocage entre les sites. Les sites les moins bocagers (Kervidy-Naizin, Le Moulinet, le bassin de Pleine-Fougères) présentent les concentrations moyennes en nitrate les plus élevées. En terme de dynamique, le bassin de Kervidy-Naizin

et le bassin C de Pleine-Fougères présentent des variations relativement fréquentes et importantes de la concentration en nitrate par rapport aux autres sites.

Ces données existantes montrent une convergence de la variation des facteurs densité de bocage, niveau d'intensification de l'activité agricole, géologie des bassins versant, niveau et dynamique des concentrations en nutriments à l'exutoire entre les sites.

Tab. 6.6 – Données utilisées pour les quatres sites étudiés et questions traitées ((X) utilisé, (-) non utilisé).

	Pleine-Fougères	Naizin	Le Moulinet	Le Yar
Données utilisées				
Topographie	MNT à pas de 50 m (interpolation de courbes de niveau)	MNT à pas de 20 m (stéréorestitution d'images SPOT)	-	MNT à pas de 20 m (stéréorestitution d'images SPOT)
Réseau hydrographique	données IGN corrigées par un relevé terrain	données IGN	données IGN	données IGN
Contour des bassins versants	bassins d'ordre 1 à 3 modélisés	tracé terrain	tracé terrain	
Zones humides	Zones humides modélisées	Carte des sols hydromorphes	-	-
Occupation du sol	Suivi annuel depuis 2000 (photointerprétation)	Suivi de 1993 à 1996 (enquête)	-	-
Réseau de haies	Année 2000	Année 2000 Année 1948	Année 1998	Année 1998 Année 1952 pour 2 sous-bassins
Données hydrologiques et hydrochimiques	Concentrations en anions majeurs et en COD de 1996 à 2000 pour les bassins initiaux A, B, C	Débits et concentrations en anions majeurs et en COD de 1993 à 2002 pour le sous-bassin de Kervidy	Débits et concentrations en anions majeurs de 1995 à 2000	-
Données complémentaires	Enquêtes en exploitation agricoles (Thenail, 1996)			
Questions traitées				
Mesure empirique du rôle tampon	X (sur A, B, C)	X	X	-
Analyse de l'organisation du paysage	X	X	-	X
Modélisation des processus de surface	X	X	-	-
Modélisation des processus de subsurface	-	X	-	-
Modélisation de l'organisation du paysage	X	-	-	-

Chapitre 7

Évaluation du rôle tampon des paysages bocagers par comparaison de bassins versants

L'objectif de ce chapitre est de tester, par une approche empirique, les paramètres de mesure du rôle tampon établis dans la première partie : peuvent-ils être utilisés pour comparer des paysages bocagers ?

Les sites d'études présentent une diversité de réseau bocager, au moins en terme de densité de haies, mais aussi une diversité de substrat géologique et de niveau d'intrants. Ce dispositif ne permet pas d'isoler le rôle du bocage parmi les autres facteurs de variation du comportement hydrologique et hydrochimique des bassins versants. Nous testons donc ici si les paramètres peuvent servir à comparer le rôle tampon global de bassins agricoles, résultant à la fois du rôle des haies, des autres structures paysagères tampons (zones humides de fond de vallée) et des compartiments internes aux bassins.

7.1 Matériel et méthode

7.1.1 Sites d'étude

Ce travail a été mené sur cinq des bassins d'étude, présentant un gradient de densité de bocage : Kervidy-Naizin(N), les bassins versants A, B et C du site de Pleine-Fougères et l'amont du bassin versant du Moulinet (D). Leurs principales caractéristiques sont rappelées dans le tableau 7.1.

La caractérisation de l'effet tampon repose sur l'analyse de la dynamique des signaux hydrologiques et hydrochimiques à l'exutoire de bassins versants. La nature des données de débit et de qualité des eaux existantes sur les bassins versants de Kervidy-Naizin, de Pleine-Fougères et du Moulinet n'est pas compatible avec notre objectif car la fréquence d'échantillonnage est trop faible et trop hétérogène, dans le temps (bassins versants de Pleine-Fougères) et entre les bassins, sur les périodes disponibles. Les données hydrochimiques des années 1996-97 et 1997-98 sont néanmoins

analysées pour les bassins B et C.

Par conséquent, nous avons mis en place un suivi hydrochimique spécifique à l'exutoire de plusieurs bassins. Les données existantes permettront de replacer les observations par rapport au comportement général des bassins. Nous avons choisi de nous appuyer sur un échantillonnage intensif dans le temps et peu intensif dans l'espace. Le suivi a été réalisé en automne-hiver afin de pouvoir tester l'effet du bocage sur la dynamique de la reprise des écoulements dans le cours d'eau. Les cinq bassins se situent dans des contextes d'élevage laitier avec l'utilisation d'effluents d'élevage pour la fertilisation des cultures ; Kervidy-Naizin sera traité comme un cas particulier compte tenu de la charge animale plus élevée. Ils sont soumis à des conditions climatiques similaires.

TAB. 7.1 – Caractéristiques physiques, occupation du sol et niveau de fertilisation sur les bassins A, B, C de Pleine-Fougères, le bassin du Moulinet (D) et le bassin de Kervidy-Naizin (N).

Bassins versants	A	B	C	D	N
Surface (ha)	637	209	461	291	495
Substrat géologique	granite	schiste dominant	schiste	schiste	schiste
Densité de haies ($m.ha^{-1}$)	100	103	66	47	37
Zones humides (ha)	175	37	40	52	40
OCCUPATION DU SOL (%)					
Cultures et prairies temporaires	52	66	78	75	88
Prairies permanentes	41	29	18	20	5
Autres	7	5	4	5	7
Entrées d'azote ($kg.N.ha^{-1}$)	190	230	232	201	350

A l'exception de Kervidy-Naizin, les exutoires des bassins versants ne sont pas équipés pour la mesure des débits. Nous utilisons le carbone organique dissous (COD) comme "marqueur" de la reprise des écoulements et "marqueur" des eaux potentiellement interceptées par les haies. En effet, le COD à l'exutoire d'un bassin versant a deux origines principales : d'une part les horizons superficiels du sol riches en matière organique, d'autre part, à l'échelle de la crue, les zones contributives où le niveau de nappe est élevé et qui sont riches en COD, comme les zones humides de fond de vallée (Fiebig et al., 1990; Boyer, 2002). Dans le bassin de Kervidy-Naizin, Gruau et al. (2001) montrent une augmentation du niveau de base de la concentration en COD dans le cours d'eau simultanée à l'augmentation des débits à l'automne, lorsque la nappe remonte vers les horizons superficiels. La concentration en COD augmente lors des crues, qui sont principalement alimentées par la contribution des zones humides de fond de vallée. De manière générale, la concentration en COD est affectée par les intrants agricoles sous forme organique.

Les autres éléments chimiques analysés sont le nitrate (NO_3^-), nutriment sur lequel est mesuré l'effet tampon, le chlorure (Cl^-) et le sulfate (SO_4^{2-}).

7.1.2 Prélèvements et analyses

Des prélèvements journaliers ont été effectués dans le cours d'eau à l'exutoire de chaque bassin de fin septembre 2001 à fin mars 2002, au moyen de préleveurs automatiques isothermes ($ISCO^{©}$ ou $SIGMA^{©}$). Les échantillons ont été collectés dans les préleveurs toutes les 48 h, filtrés à 0,22 μm et conservés à 4^0C avant l'analyse. Des tests sur la conservation des échantillons non filtrés et sur les contaminations éventuelles lors du prélèvement et pendant le stockage n'ont pas montré de différence significative avec la composition des échantillons filtrés et analysés immédiatement après prélèvement. La hauteur d'eau, la conductivité et la température de l'eau sont mesurées au moyen de sondes associées aux préleveurs. Le COD a été analysé au laboratoire de Géosciences-Rennes sur analyseur de carbone (Shimadzu TOC 5050A). Les anions majeurs (NO_3^-, Cl^- et SO_4^{2-}) ont été analysés au laboratoire de l'UMR Sol-Agronomie-Spatialisation par chromatographie ionique (DIONEX 100). L'eau de pluie a été analysée ponctuellement. La pluviométrie est mesurée sur le site de Naizin, au niveau de la station météorologique de l'UMR ECOBIO sur le site de Pleine-Fougères équipée de sondes thermocouple pour la température de l'air et d'un pluviomètre (Campbell Scientific ARG 100) et par un pluviomètre totalisateur relevé tous les deux jours sur le site du Moulinet. Les données journalières d'une station située à une dizaine de kilomètres au nord du bassin du Moulinet nous permettent de déconvoluer les pluies cumulées. Le cumul pluviométrique pendant la période est de 316 mm à Pleine-Fougères, 382 mm au Moulinet et 378 mm à Naizin.

7.1.3 Analyses des données

Le signal d'entrée du COD sur les bassins versants n'est pas identifiable, puisqu'il est essentiellement produit par des processus internes au bassin. Le signal d'entrée du NO_3^- correspond au NO_3^- potentiellement lessivable. Le stock total annuel de NO_3^- potentiellement lessivable en moyenne sur le bassin peut être obtenu à partir du calcul de bilans agronomiques (COMIFER, 1996). La dynamique du signal d'entrée ne peut être obtenue que par modélisation, par exemple avec le modèle de Burns (Burns, 1974) à partir de la connaissance de l'occupation du sol, des niveaux de fertilisation, des caractéristiques du substrat pédologique et de la pluviométrie.

Nous ne disposons pas des informations détaillées sur les pratiques et les niveaux de production sur les bassins. Nous avons estimé les apports d'azote sous forme organique et minérale par la fertilisation et par les déjections animales sur les pâtures (tableau 7.1) : sur chaque bassin, nous disposons de l'occupation du sol en 2001 et d'informations sur les niveaux de fertilisation par culture issues d'enquêtes en exploitation agricole (Cheverry, 1998; Turgie, 1997; Thenail, 1996), actualisées à partir des statistiques agricoles communales de l'année 2000 (Agreste, 2001) sur le cheptel et les achats d'engrais minéraux, en considérant que l'agriculture des bassins est représentative de l'agriculture au niveau de la commune. Malgré une plus forte proportion de prairies permanentes dans le bassin A, l'apport d'azote est proche de celui des bassins B, C et D, en raison de la charge animale importante sur les prairies lors du pâturage. Le bassin de Kervidy-Naizin présente un apport d'azote supérieur à celui des autres bassins.

Nous ne comparons pas la dynamique des signaux hydrochimiques (concentration en COD et

en NO_3^-) entre l'entrée et la sortie des bassins mais la dynamique des signaux de sortie entre les différents bassins. Nous posons que les signaux d'entrée sont similaires pour les différents bassins, à l'échelle annuelle voire à l'échelle pluri-annuelle compte-tenu du temps de réponse des bassins versants. A l'échelle annuelle, cette approximation se justifie pour les bassins B, C et D puisque les occupations du sol et les niveaux de fertilisation sont similaires. A et N sont à considérer comme des "cas limites" dans l'analyse.

Nous analysons d'une part la dynamique de la reprise des écoulements, d'autres part la dynamique générale des signaux pendant la période de suivi, à travers la moyenne des concentrations, l'écart-type qui traduit la variation globale des concentrations, les valeurs extrêmes et l'autocorrélation des données par le calcul du variogramme temporel des concentrations.

La même analyse est appliquée dans un second temps aux chroniques de concentrations en nitrate et en COD de 1996-97 et 1997-98 pour les bassins B et C.

7.2 Résultats relatifs au suivi de l'automne-hiver 2001-2002

7.2.1 Résultats bruts et dynamique de la reprise des écoulements

Les chroniques des concentrations sont présentées dans la figure 7.1. Dans la chronique des concentrations du bassin A, 2 périodes se distinguent. Pendant la première période (26 septembre - 26 octobre), la concentration en nitrate chute rapidement de 30 à 5 $mg.l^{-1}$; la concentration en chlorure est instable puis chute de 60 à 35 $mg.l^{-1}$; la concentration en sulfate est instable autour d'une valeur moyenne de 30 $mg.l^{-1}$, augmente rapidement à 60 $mg.l^{-1}$ puis diminue progressivement jusqu'à 35 $mg.l^{-1}$; la concentration en COD subit de fortes variations autour d'une valeur moyenne de 15 $mg.l^{-1}$ puis diminue. Cette période, caractérisée par des débits observés très faibles et, par suite, par une importance accrue des processus internes au ruisseau, et déconnectée du fonctionnement général des bassins, n'a pas été prise en compte dans l'analyse. Pendant la seconde période (27 octobre - 27 mars), la concentration en nitrate augmente jusqu'à 20 $mg.l^{-1}$, la concentration en sulfate diminue jusqu'à la fin du suivi. La concentration en COD diminue jusqu'au 21 décembre et augmente du 9 janvier au 15 février. La hauteur d'eau augmente à partir du 15 - 20 janvier.

Sur le bassin B, la première période se différencie moins que sur le bassin A. Néanmoins, jusque fin octobre, les diminutions de la concentration en nitrate et les augmentations de la concentration en sulfate sont plus marquées que pour la seconde période. La concentration en COD diminue jusqu'au 15 décembre, elle augmente à partir du 10 janvier sans atteindre le niveau observé au début du suivi. La concentration de base en nitrate est relativement stable voire tend à diminuer.

Sur le bassin C, la concentration en nitrate diminue jusqu'au 15 février puis ré-augmente. La concentration en COD diminue jusqu'au 20 décembre puis augmente à partir de fin décembre. En fin de suivi, le COD augmente lorsque la concentration en nitrate est la plus faible et diminue lorsqu'elle augmente. La diminution du nitrate s'accompagne d'une augmentation du sulfate.

Sur le bassin D, deux périodes peuvent être distinguées à partir de la chronique de la concentration en sulfate. Jusqu'au 15 décembre, la concentration en sulfate augmente et les pluies sont

marquées par des augmentations importantes de la concentration en sulfate (de l'ordre de 7 à 10 $mg.l^{-1}$). Après le 15 décembre, la concentration en sulfate diminue et les pluies sont moins marquées : d'après Grimaldi et al. (in press), la première période correspondrait à la contribution de la nappe dénitrifiée et riche en sulfate sous le ruisseau, avant la connexion des eaux du versant à la rivière. La concentration en COD diminue jusqu'au 15 décembre et augmente à partir du 10 janvier. La concentration en nitrate diminue du 15 janvier à fin février alors que la concentration en COD est plus forte.

Sur le bassin N, la concentration en nitrate augmente dès le début de la période. Les écoulements dans le cours d'eau reprennent à partir du 24 septembre et augmentent à partir du 15 janvier. La concentration en COD augmente à partir du 5 janvier.

L'automne-hiver 2001-2002 est sec, la reprise des écoulements est tardive et peu marquée. La dynamique des concentrations en COD ne montre pas de décalage temporel net entre les bassins les plus bocagers et les bassins les moins bocagers.

7.2.2 Analyse de la moyenne des concentrations

Le bassin A a une faible concentration moyenne en NO_3^- (12,3 $mg.l^{-1}$) et une forte concentration moyenne en COD (7,9 $mg.l^{-1}$) (figure 7.2). Au contraire Kervidy-Naizin a une forte concentration moyenne en nitrate (68,5 $mg.l^{-1}$) et une faible concentration en COD (4,7 $mg.l^{-1}$). Les concentrations en NO_3^- des bassins B, C et D sont intermédiaires (respectivement 31,3, 33,7 et 35,9 $mg.l^{-1}$) et 3 fois plus importantes que sur le bassin A. La différence entre les concentrations est plus importante que celle attendue au vu des différences faibles entre les entrées estimées (tableau 7.1). Les fortes concentrations observées sur le bassin de Kervidy-Naizin peuvent être attribuées au niveau élevé des entrées d'azote.

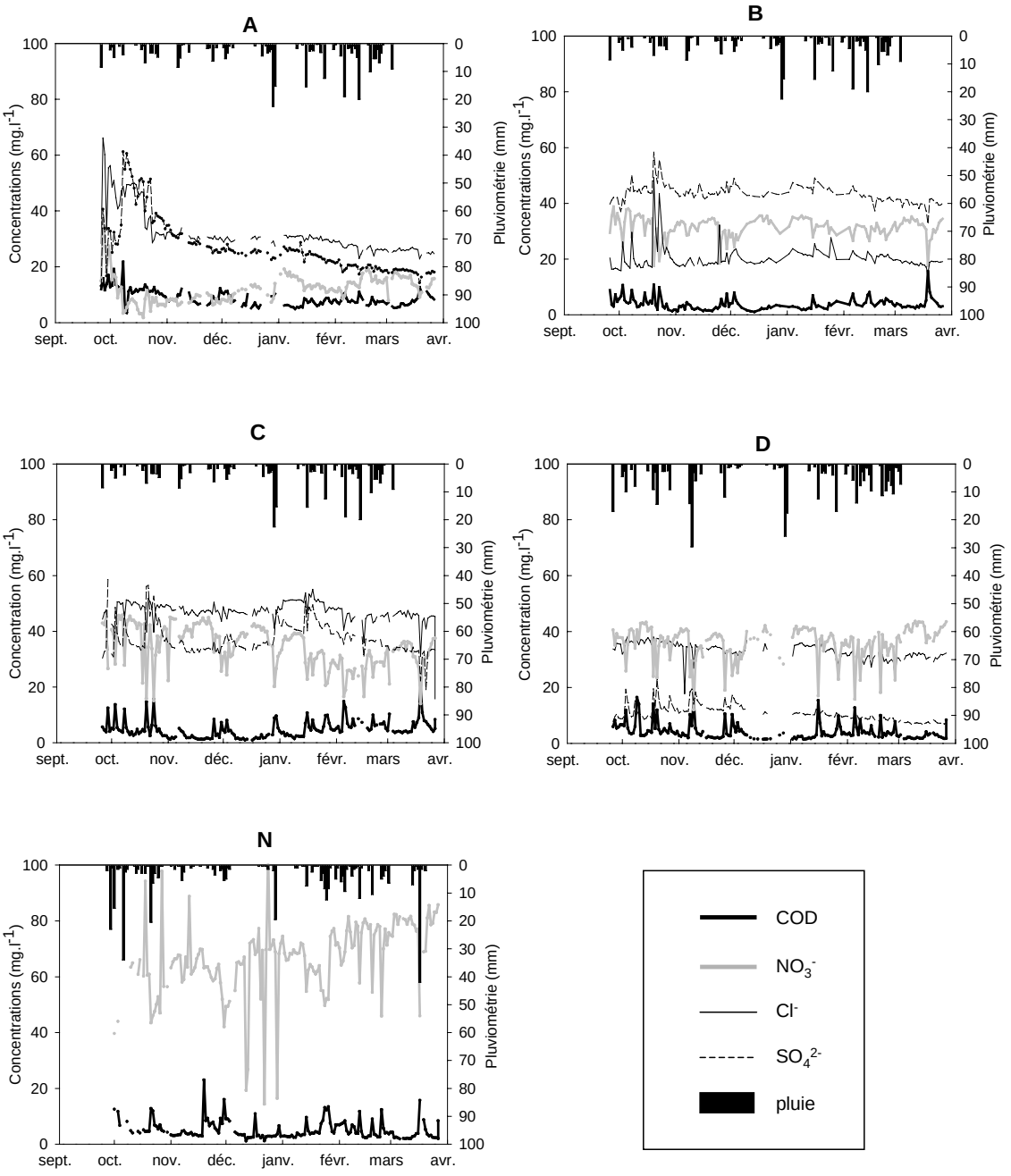


FIG. 7.1 – Évolution des concentrations en COD, NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} à l'exutoire des bassins A, B, C de Pleine-Fougères, du Moulinet (D) et de Kervidy-Naizin (N) du 27/09/01 au 27/03/02.

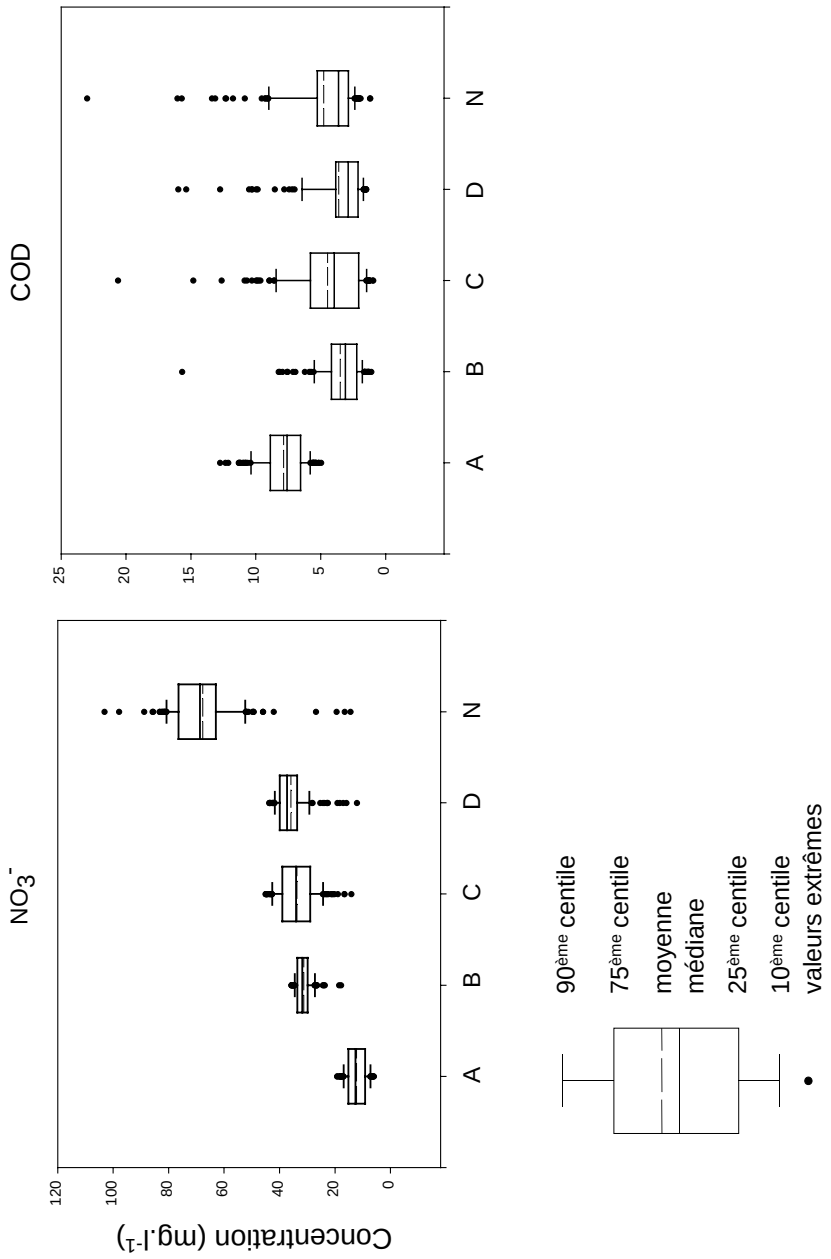


FIG. 7.2 – Box-plot des concentrations en COD et en NO_3^- à l'exutoire des bassins A, B, C de Pleine-Fougères, du Moulinet (D) et de Kervidy-Naizin (N) du 27/10/01 au 27/03/02.

7.2.3 Analyse de la variation globale des concentrations

L'analyse de l'écart-type permet de distinguer trois groupes de bassins. La concentration en NO_3^- est moins variable sur A et B (3,5 et 3,1 $mg.l^{-1}$) que sur C et D (6,8 et 6,0 $mg.l^{-1}$). Le bassin de Kervidy a le plus fort écart-type (12,9 $mg.l^{-1}$). Pour la concentration en COD, A et B ont un plus faible écart-type (1,7 et 1,9) que les autres bassins (3,0, 2,6 et 3,2 respectivement pour C, D et N). En ne considérant que les valeurs hors-crues, les bassins présentent un écart-type similaire. Par contre les bassins sont classées en ordre inverse par les coefficients de variation. Ceci est l'effet des valeurs moyennes croissantes qui diminuent d'autant le coefficient de variation.

7.2.4 Analyse des valeurs extrêmes

Les valeurs extrêmes s'écartent fortement de la moyenne du côté des minima pour les concentrations en NO_3^- , et du côté des maxima pour les concentrations en COD. Elles correspondent aux concentrations pendant les crues. Les concentrations maximales en COD ne montrent pas de tendance spécifique entre les bassins. Les faibles valeurs de concentration en NO_3^- sont similaires entre les bassins, quelle que soit la concentration moyenne, sauf pour le bassin B. On note en effet le comportement particulier du bassin B, qui n'a pas une dilution aussi marquée que le C, le D ou le N : ceci dénote, comme pour le A, un fort mélange, avant l'arrivée au cours d'eau, des eaux de différentes origines, même lors des crues.

Les paramètres précédents, moyennes et écarts-type, étaient calculés sur l'ensemble des valeurs brutes. Ils ont de plus été calculés sur la différence de concentration en crue et hors crue pour chaque événement pluvieux. La différence augmente de A à N pour le NO_3^- et pour le COD. Deux groupes de bassins apparaissent : de faibles variations de concentrations sur A et B et de fortes variations sur C, D. Le bassin de Kervidy présente les plus fortes variations, en particulier pour le NO_3^- (figure 7.2). Ce critère dépend du niveau moyen des concentrations dans le bassin. En effet, du fait des fortes concentrations moyennes, les dilutions pendant les crues entraînent des variations fortes des concentrations, qui peuvent descendre jusqu'à des valeurs faibles (inférieures à 10 $mg.l^{-1}$).

7.2.5 Analyse de la fréquence de variation

Les variogrammes temporels des concentrations en NO_3^- et COD ont été calculés à partir des concentrations hors-crues (figure 7.3). Seules les auto-corrélations à court terme sont considérées, les auto-corrélations à plus long terme faisant intervenir principalement des changements des conditions hydrologiques ou climatiques. Pour le NO_3^- , l'effet de pépite est proche de 0 pour les 5 bassins. Ceci est cohérent avec le type de données utilisées : à pas de temps court, les concentrations en NO_3^- dans le cours d'eau sont fortement corrélées. Trois groupes de bassins apparaissent de l'analyse des paliers et portées des variogrammes : A et B ont des variogrammes très proches avec une auto-corrélation à court terme plus forte que les autres bassins. La portée est de l'ordre de 14 jours, alors qu'elle est de 8 jours pour C et D et 4 jours pour N. Le palier décroît de N à C et D puis A et B. Pour le COD, il n'apparaît pas de hiérarchie entre les bassins, la portée est du même ordre que pour le NO_3^- .

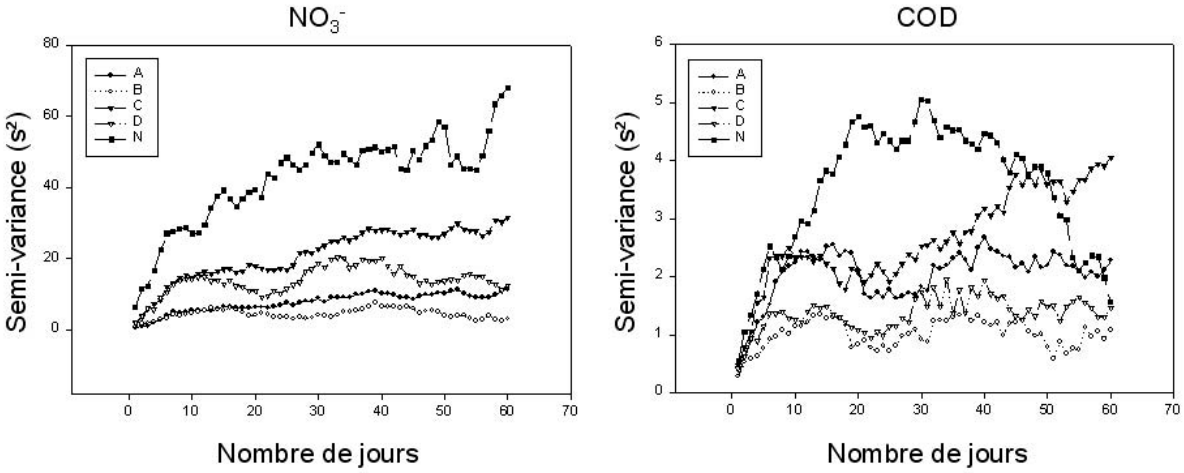


FIG. 7.3 – Variogrammes temporels des concentrations en COD et en NO_3^- , hors crues, à l'exutoire des bassins A, B, C de Pleine-Fougères, du Moulinet (D) et de Kervidy-Naizin (N) du 27/10/01 au 27/03/02.

7.3 Résultats relatifs aux chroniques de données existantes

L'analyse a été appliquée aux deux premières années de suivi, 1996-1997 et 1997-1998 sur les bassins B et C de Pleine-Fougères, pour lesquelles nous disposons du même type de données à pas de temps journalier. Nous avons distingué deux périodes : le printemps-été, de début avril à fin septembre, et l'automne-hiver de début octobre à fin mars, qui correspond à la période suivie en 2001-2002.

7.3.1 Analyse de la moyenne des concentrations

La moyenne annuelle des concentrations en nitrate, calculée sur l'ensemble des données, pour les deux années est inférieure sur le bassin B (respectivement 26,9 et 26,6 $mg.l^{-1}$ en 1996-1997 et 1997-1998) par rapport au bassin C (respectivement 42,5 et 37,9 $mg.l^{-1}$ en 1996-1997 et 1997-1998) (figure 7.4).

En distinguant les deux périodes, printemps-été d'une part et automne-hiver d'autre part, le classement des bassins reste identique, quelle que soit la période considérée (tableau 7.2). Les données de concentrations en COD sont manquantes sur le bassin C en automne-hiver 1996-1997. En 1997-1998, la moyenne annuelle des concentrations en COD dans le bassin B (9,3 $mg.l^{-1}$) est supérieure à celle observée dans le bassin C (7,6 $mg.l^{-1}$). En distinguant les deux périodes, le classement des bassins reste identique, excepté au printemps-été 1996-1997 où la concentration moyenne en COD est inférieure sur C.

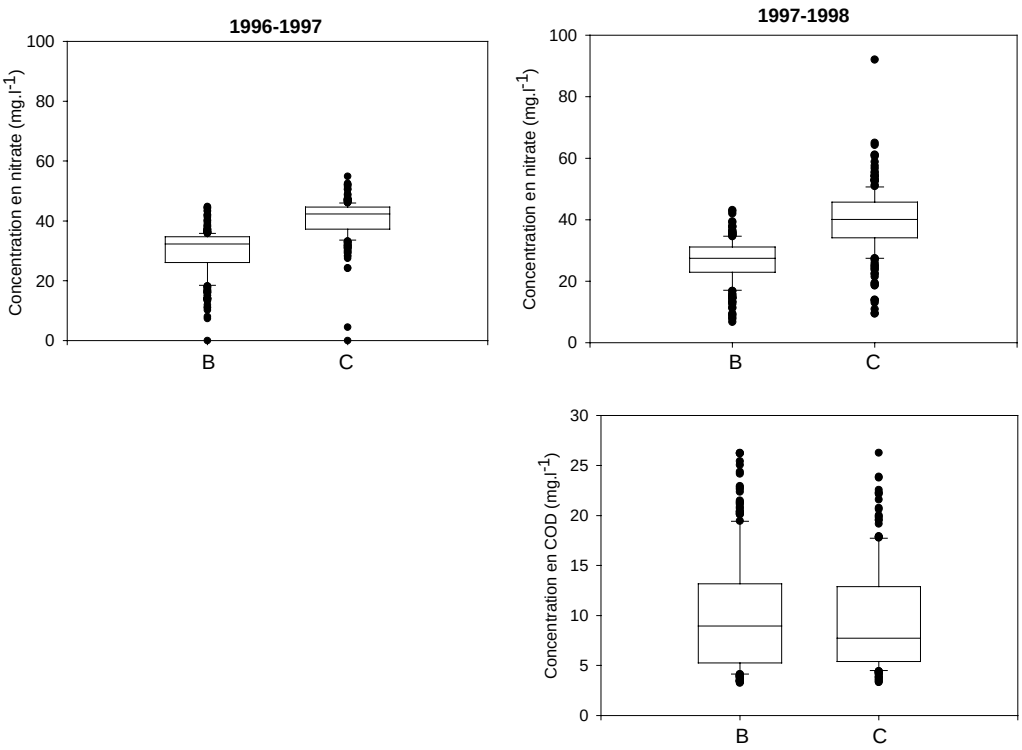


FIG. 7.4 – Box-plot des concentrations en COD et en NO_3^- à l'exutoire des bassins B et C de Pleine-Fougères pour les années 1996-1997 et 1997-1998.

TAB. 7.2 – Moyennes saisonnières (écarts-type) des concentrations en nitrate et en COD à l'exutoire des bassins B et C de Pleine-Fougères de 1996 à 1998.

	NO_3^- $(mg.l^{-1})$		COD $(mg.l^{-1})$	
	B	C	B	C
avril 1996 - sept 1996	33,2 (3,7)	41,0 (4,9)	3,6 (1,5)	5,1 (2,3)
oct. 1996 - mars 1997	20,6 (5,8)	44,0 (4,1)	10,8 (5,1)	-
avril 1997 - sept. 1997	29,6 (5,7)	38,5 (6,4)	8,6 (5,8)	6,1 (3,3)
oct. 1998 - mars 1998	23,5 (6,5)	37,3 (12,2)	9,9 (5,4)	9,0 (4,8)

7.3.2 Analyse de la variabilité globale

En 1996-97, la variabilité des concentrations en nitrate est plus importante pour B (écart-type de 7 $mg.l^{-1}$) que pour C (écart-type de 4,9 $mg.l^{-1}$). En 1997-98, le classement des bassins est inversé (écart-type de 6,8 $mg.l^{-1}$ pour B et de 9,7 $mg.l^{-1}$ pour C) ; vis à vis du COD, le bassin B présente une variabilité plus importante que le bassin C, respectivement 5,7 et 4,6 $mg.l^{-1}$. En distinguant les deux périodes de l'année, la variabilité de la concentration en nitrate en C est plus importante quelle que soit la période : en effet, sur B les moyennes des concentrations sont plus différenciées entre les saisons que sur C. La variabilité de la concentration en COD de B est plus importante excepté au printemps-été 1996.

Sur les données hors-crues, la variabilité des concentrations en nitrate à l'échelle annuelle est plus importante pour B que pour C (écart-type de 6,1 et 5,7 $mg.l^{-1}$ pour B en 1996-97 et en 1997-1998, et 4,3 et 5,1 $mg.l^{-1}$ pour C). Néanmoins, au printemps-été, la variabilité des concentrations en nitrate du bassin B reste plus faible. La variabilité des concentrations en COD hors-crue est plus faible pour le bassin C : 5,2 $mg.l^{-1}$ pour B et 2,0 $mg.l^{-1}$ pour C en 1997-1998. La plus forte variabilité des concentrations hors-crues observée sur B peut être partiellement expliquée par la méthode utilisée pour définir les crues : seule une valeur, la plus extrême, est éliminée, or les diminutions de concentration en nitrate ou augmentations de concentration de COD sont plus brèves sur C que sur B.

7.3.3 Analyse des valeurs extrêmes

La différence des concentrations en crue et hors crue est en moyenne de 9,6 pour B (écart-type de 5,3 $mg.l^{-1}$) et 16,8 $mg.l^{-1}$ pour C (écart-type de 7,7 $mg.l^{-1}$) pour la concentration en nitrate et 8,3 (écart-type de 6,4 $mg.l^{-1}$) pour B et 9,2 pour C (écart-type de 5,0 $mg.l^{-1}$) pour la concentration en COD. Les bassins sont classés dans le même ordre que l'année 2001-2002, la différence est faible pour le COD.

7.3.4 Analyse de la fréquence de variation

Les variogrammes des concentrations en nitrate et en COD (figure 7.5) ont été calculés sur la période du printemps-été pour laquelle le suivi a été régulier et sans interruption. Le variogramme des concentrations en nitrate du bassin B présente un effet de pépite de 4,98, une portée de 10 jours et un palier à 15 $mg^2.l^{-2}$. Le palier est mal identifié sur le variogramme des concentrations en nitrate du bassin C mais la portée apparaît plus grande, de l'ordre de 15 jours : l'autocorrélation est plus forte sur le bassin B mais la corrélation est moins durable. De même pour le COD, la portée est plus courte sur le bassin B mais la variabilité globale est plus faible

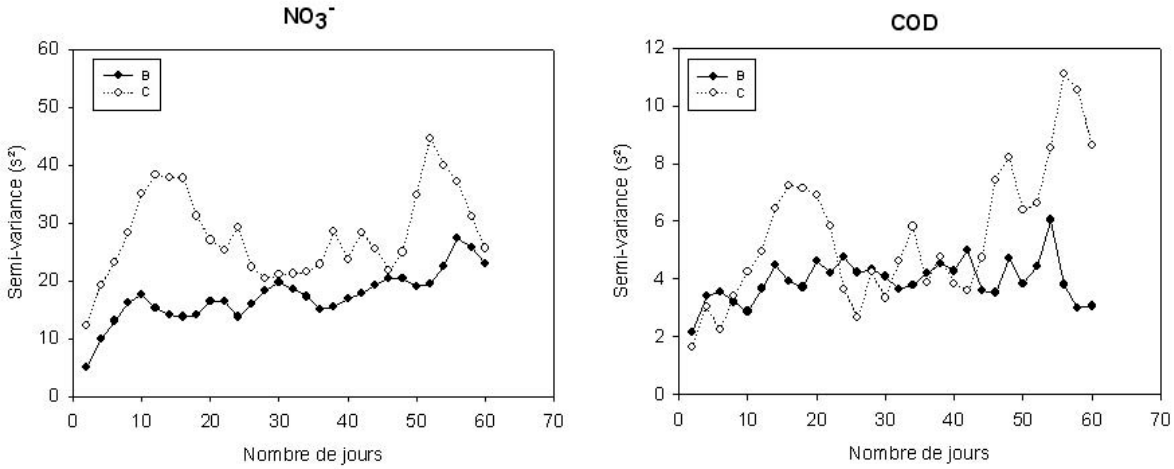


FIG. 7.5 – Variogrammes temporels des concentrations en COD et en NO_3^- , hors crues, à l'exutoire des bassins B et C de Pleine-Fougères du 1/04/96 au 29/09/96.

7.4 Discussion

Les données de l'automne-hiver 2000-2001 doivent être tout d'abord replacées dans le contexte climatique spécifique de l'année : alors que l'hiver 2000-2001 a été marquée par une pluviosité exceptionnelle, la pluviosité a été faible pendant l'hiver 2001-2002, entraînant une reprise significative des écoulements seulement à partir de janvier. Ceci explique vraisemblablement la baisse de concentration en NO_3^- du bassin A au début de la période de prélèvement, liée au très faible débit et à des processus de consommation "in stream".

L'étude des concentrations, s'appuyant sur le typologie des effets tampons, présentée dans le chapitre 1 doit être interprétée avec précaution, compte tenu des différences d'apport d'azote entre les bassins. La comparaison avec le bassin de Kervidy-Naizin est discutable, puisque les paramètres analysés sont dépendants des niveaux d'entrée. Toutefois, si le niveau d'entrée et le niveau de sortie sont élevés sur ce bassin, cela signifie soit que sa capacité tampon est plus faible, soit qu'elle est dépassée et qu'elle ne permet pas de réguler les différences dans les niveaux d'intrants.

Pour la fréquence de variation, la portée peut être considérée comme indépendante du niveau des entrées : elle représente l'intervalle de temps pendant lequel les données sont auto-corrélées. Pour des bassins soumis à des conditions climatiques similaires, la différence de portée est due aux propriétés intrinsèques aux bassins. Par contre, le palier représente la variation maximale. Il est représente la variabilité globale et par conséquent est dépendant du signal d'entrée.

La différence entre les concentrations en crue et les concentrations hors-crue, l'écart-type et l'auto-corrélation temporelle des concentrations de niveau de base, montrent un effet tampon plus important des bassins A et B par rapport à C et au Moulinet (D). De même, la concentration moyenne en COD et la concentration moyenne en NO_3^- indiquent un rôle tampon plus important dans le bassin A. Même si la caractérisation des entrées d'azote dans les bassins est grossière et

qu'elle ne correspond pas au stock d'azote lessivable, la différence entre les apports d'azote n'est pas du même ordre que la différence entre les concentrations moyennes : les apports dans le bassin A sont 1,2 fois plus faibles que dans les bassins B et C alors que les concentrations y sont 3 fois plus faibles. Dans le même sens, en comparant des bassins présentant un gradient de zones tampons (ripisylves et prairies humides), Spruill (2000) a mesuré des concentrations plus faibles en NO_3^- et des concentrations plus fortes en COD dans les bassins présentant le plus de zones tampons.

L'analyse des valeurs minimales des bassins A et B, comparées à celles de C, D et N, ou plus encore l'analyse de la différence entre la valeur moyenne et les valeurs minimales, montre également le caractère fortement mélangé des eaux arrivant au cours d'eau et indique par là le caractère plus tamponné des deux bassins.

Dans le tableau 7.3, nous reprenons le classement le relatif des bassins par rapport à chacun des critères et par rapport à la somme des critères .

TAB. 7.3 – Classement des bassins A, B, C, D, et N relativement aux paramètres de mesure de l'effet tampon.

BASSINS	Moyenne	Ecart-type	Extrema	Ecart à la moyenne	Auto-correlation	Somme des critères
A	+++	+++	+++	+++	+++	15
B	+	+++	+++	+++	+++	13
C	+	++	+	++	++	8
D	+	+++	+	++	++	9
N			+	++	+	3

L'analyse des données existantes pour B et C confirme le caractère plus tamponné du bassin B sur la plupart des paramètres à l'échelle de la saison. En revanche, la variabilité des concentrations de B est plus grande à l'échelle annuelle, puisque les différences entre les saisons sont plus importantes pour B. Ces différences marquées peuvent résulter de la contribution de compartiments hydrologiques à la composition chimique plus contrastée sur B que sur C et peut donc traduire un caractère tampon plus important de B.

L'étude proposée constitue une analyse du rôle tampon global des bassins, intégrant à la fois le rôle des structures paysagères, du sol et du sous-sol dans le stockage des éléments chimiques et dans la transformation des entrées en signal de sortie.

Le bassin A, sur granite, présentant une nappe d'arène granitique vraisemblablement puissante, des sols perméables, une forte couverture de zones humides et un bocage dense, cumule les éléments régulateurs en terme de flux d'eau et de solutés. Cela se marque sur l'ensemble des paramètres des fonctions tampons.

Les bassins B, C et D présentent des caractéristiques géomorphologiques et des caractéristiques agricoles assez semblables. Le bassin B apparaît plus tamponné que les autres bassins au regard de

la majorité des paramètres. On peut faire l'hypothèse que le caractère tamponné de ce bassin est lié aux structures paysagères, haies et zones humides, plus présentes.

Le bassin N apparaît le moins tamponné. Il cumule des effets liés au sous-sol (peu de réserves de nappe), au sol (sols peu perméables en hiver) et à l'occupation du sol (agriculture intensive avec peu de haies et de zones humides).

A l'issue de ce travail, il semble difficile de discriminer le rôle du bocage à l'échelle d'un bassin versant, c'est-à-dire dans un système très intégrateur à la fois dans le temps et dans l'espace. Ce travail n'a pas permis de valider l'indicateur plus spécifique du rôle tampon du bocage, en partie pour des raisons expérimentales : la reprise des écoulements est tardive et progressive. Dans le bassin de Naizin, pour lequel nous disposons des concentrations journalières pour l'année précédente, les concentrations en COD sont faibles par rapport aux concentrations observées l'année précédente. L'année étudiée suit une année très humide : les faibles concentrations en COD peuvent s'expliquer par une vidange du stock de COD présent dans les horizons organiques l'année précédente sous l'effet des précipitations importantes et une non-reconstitution du stock lors de l'année de suivi. Donc la variation de la concentration en COD entre les basses-eaux et les hautes-eaux est faible. Cela montre, comme nous l'avons discuté dans le chapitre précédent, que les échelles temporelles auxquelles les processus sont étudiés sont importantes à prendre en compte dans la caractérisation d'un effet tampon.

Ceci nous a amené par la suite à développer une approche du rôle spécifique des haies par la modélisation, s'appuyant sur des scénarios d'aménagement du bocage.

Chapitre 8

Structure spatiale et facteurs d'organisation des réseaux bocagers

Les observations réalisées par le SAD-Armorique dans le site de Pleine-Fougères fournissent des éléments précis sur l'organisation des paysages par rapport à des caractéristiques l'activité agricole.

Par ailleurs, les hypothèses formulées dans la Partie 1, sur l'organisation des bocages fonctionnels pour les flux hydrologiques et hydrochimiques, nous conduisent à considérer la structure spatiale des haies par rapport à des caractéristiques du milieu physique :

- pour les transferts de surface, les propriétés à considérer sont l'orientation des haies par rapport à la direction principale des écoulements, la continuité des réseaux, et la présence de haies dans les zones de pente forte, sensibles à l'érosion et au ruissellement ;
- pour les transferts de subsurface, les propriétés à considérer sont la position des haies dans les versants, indicateur des possibilités de connections entre le système racinaire et la nappe pendant la période de végétation.

L'objectif de ce chapitre est de confronter les deux points de vue et de voir s'il est possible d'analyser, par une approche empirique, les relations entre les fonctionnements agricoles et l'organisation des bocages fonctionnels : le premier paragraphe porte sur un état des connaissances sur l'organisation des paysages bocagers par des facteurs anthropiques dans le site de Pleine-Fougères ; le second paragraphe porte des analyses complémentaires sur l'organisation des paysages des sites d'étude par rapport aux facteurs du milieu physique.

8.1 Analyse de la structure spatiale des haies par rapport aux facteurs anthropiques de l'organisation du bocage : état des connaissances

Les remembrements ont conduit à une diminution importante de la densité de haies à partir des années 1970. Il reste néanmoins une forte hétérogénéité de la densité de haies, tant à l'échelle

régionale de zones bocagères comme la Bretagne, qu'à l'échelle de petites régions de quelques dizaines de kilomètres carrés.

Les études diachroniques de paysages bocagers montrent que l'arasement des haies a débuté avant les remembrements (Canévet, 1992; Morant et al., 1995). En effet, avec l'évolution des techniques et des outils, les haies sont apparues comme des contraintes pour l'activité agricole et ont été progressivement arasées. L'évolution des bocages est donc également liée à des processus continus et indépendants des aménagements collectifs tels que les remembrements.

Thenail (1996) a abordé la contribution des décisions individuelles dans les exploitations agricoles à l'organisation et à la dynamique des paysages bocagers. Les interactions entre le type de paysages bocagers et le type d'exploitations agricoles ont été explorées. Ces travaux ont été réalisés à partir d'enquêtes en exploitations agricoles (69 exploitations enquêtées), de mesures de terrain et de cartographies dans le site de Pleine-Fougères. A cette échelle spatiale, l'activité agricole est suffisamment homogène pour autoriser les comparaisons entre les exploitations. Les exploitations ont été décrites sur la base de critères économiques, socio-économiques, de types de production, de structure du territoire et d'utilisation des terres. Les résultats sont détaillés dans Baudry et Jouin (2003).

Les facteurs déterminants de la présence de haies ont été étudiés. Le premier niveau explicatif mis en évidence est celui des caractéristiques des parcelles adjacentes et notamment de leur usage. Les haies sont plus présentes entre deux parcelles de prairies permanentes ou entre deux parcelles d'usage différent qu'entre deux parcelles de culture (figure 8.1). Elles sont le plus souvent absentes des bords de routes mais présentes le long des chemins creux, quel que soit l'usage de la parcelle adjacente. D'autres caractéristiques des parcelles adjacentes, telles que leur forme, leur surface et leur hydromorphie, ont été considérées. Les haies sont maintenues autour et dans les zones humides. La taille des parcelles est aussi un facteur explicatif de la présence de haies : lorsque l'une des deux parcelles a une surface supérieure à 2 ha la bordure est rarement une haie, lorsque l'une des deux parcelles a une surface inférieure à 1 ha, la séparation est souvent une haie. Les limites entre deux parcelles appartenant à une même exploitation sont moins boisées que les limites entre deux parcelles d'exploitations différentes. En effet, la gestion des haies et leur arasement se font de façon autonome et résultent d'une décision individuelle si les parcelles adjacentes appartiennent à la même exploitation. Entre deux parcelles d'exploitations différentes, la haie renforce la limite de propriété.

Un autre niveau de détermination de la présence de haies est celui du territoire d'exploitation auquel appartient la bordure de champs (tableau 8.1). Ce sont les exploitations laitières les moins intensives qui présentent la plus forte densité de haies sur leur territoire. La densité est plus faible dans les exploitations laitières de forte production et de grande dimension. Dans les exploitations orientées vers les cultures de vente, il existe une faible proportion de haies entre les parcelles contiguës.

Il existe une différenciation significative des systèmes d'exploitation d'un paysage bocager à l'autre (Thenail, 2002). Bien que le type d'agriculture dominant soit l'élevage bovin laitier associé aux prairies et aux cultures fourragères (maïs) dans les trois paysages, il existe une différenciation

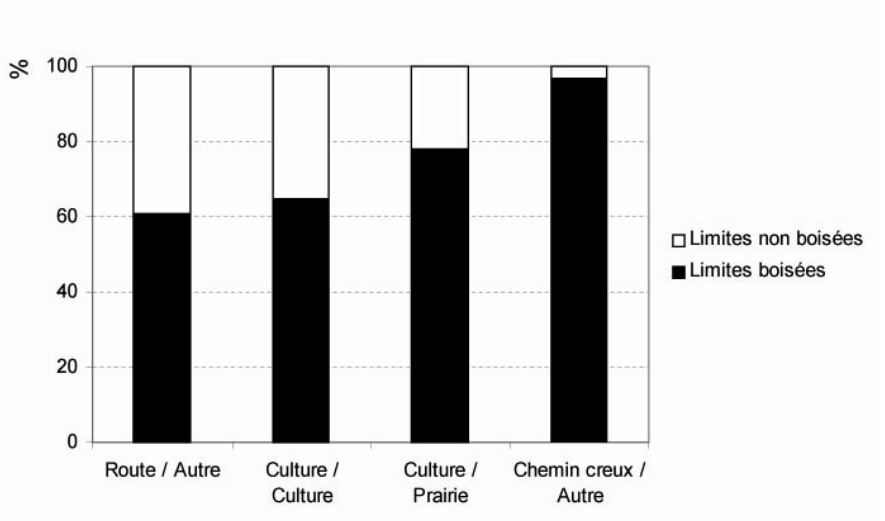


FIG. 8.1 – Taux de boisement des limites parcellaires sur le site de Pleine-Fougères en fonction de l'occupation du sol des parcelles adjacentes (d'après Baudry et Jouin (2003)).

des caractéristiques des exploitations agricoles d'un paysage bocager à l'autre. Lorsque l'on passe du bocage le plus dense au plus ouvert, le niveau de production laitière dans les systèmes laitiers dominants augmente. De même, la diversification des productions augmente, et les cultures de vente ont une part croissante dans l'assolement. Dans le paysage le plus ouvert, le nombre d'exploitations laitières spécialisées de petite dimension est plus faible, les exploitations laitières spécialisées de grande dimension et les exploitations laitières diversifiées de grande dimension sont plus nombreuses. Dans le paysage de bocage intermédiaire, les types d'exploitations rencontrés dans les deux paysages précédents coexistent.

La structure du territoire des exploitations (taille, fragmentation, dispersion) varie d'un paysage à l'autre. Dans le paysage bocager dense, les exploitations sont de petite dimension, le parcellaire est peu dispersé mais fragmenté et les parcelles sont de petite taille. Dans le paysage bocager le moins dense, la majorité des exploitations sont de grande dimension, le parcellaire est dispersé mais peu fragmenté : certaines parcelles sont situées à plus de 2 km du siège d'exploitation.

Les types d'exploitation, la structure de leur territoire et la structure du bocage sont donc liés dans le site de Pleine-Fougères. On peut considérer que les haies sont des facteurs déterminants des types d'exploitation et de production. Les haies sont en effet des structures héritées lors de l'échange de parcelles ou de la reprise d'exploitation. Elles peuvent contraindre l'utilisation du sol sur les parcelles. Inversement, le type d'exploitation détermine la structure des réseaux bocagers puisque les haies sont des éléments intégrés au territoire des exploitations. La présence de haies est déterminée par des facteurs qui agissent à des niveaux spatiaux plus larges, comme l'usage des parcelles adjacentes, le type d'exploitation et l'histoire du paysage locale ou régionale.

Outre la présence - absence de haies, les activités agricoles déterminent d'autres évolutions ou

d'autres différenciations des haies (dynamique de la végétation, taille, gestion, ...), qui ne sont pas considérées ici (Le Coeur, 1996; Thenail, 1996).

TAB. 8.1 – Densité de haies en fonction des systèmes de production des exploitations dans le site de Pleine-Fougères (d'après Thenail (1996)).

Système de production	Densité de haies ($m.ha^{-1}$)	Longueur de haies entre 2 parcelles d'une exploitation (%)	Densité de haies entre 2 parcelles d'une exploitation ($m.ha^{-1}$)
Cessation laitière	368	13	63
Faible production laitière spécialisée	399	12	48
Faible production laitière diversifiée	448	17	75
Forte production laitière spécialisée	279	21	60
Forte production laitière diversifiée	220	20	45
Culture de vente	368	8	30

8.2 Analyses de la structure spatiale des réseaux de haies par rapport aux facteurs du milieu physique

L'objectif de ce paragraphe est d'analyser la structure spatiale des réseaux de haies des sites d'études par rapport aux zones de bas fond et aux zones de versant bien drainées d'une part (organisation de haies dans les versants), et par rapport à la nature de la pente topographique d'autre part.

8.2.1 Organisation des réseaux de haies dans les versants

Il s'agit d'analyser la distribution des haies le long des versants pour voir si la densité de haies dans les bassins est un indicateur de la densité de haies dans les bas de versant, si les réseaux de haies sont structurés par rapport à la zone de bas de versant (donc par rapport à la distance à la nappe) et si cette organisation a évolué au cours du temps.

Ce travail a été réalisé pour les sites de Pleine-Fougères, de Naizin et du Yar.

8.2.1.1 Matériel et méthodes

Les densités de haies dans le bassin (D_{BV}) et dans la zone de bas de versant, dite également bas-fond, (D_{BF}) sont calculées sur la base des surfaces de bassin versant non occupées par des bois ou forêts. Pour délimiter les zones de bas de versant où le battement de nappe est faible, nous disposons sur le Yar de la cartographie des zones humides par télédétection, sur Naizin de la cartographie de

l'hydromorphie des sols et sur Pleine-Fougères de la cartographie de l'hydromorphie des sols sur les trois bassins versants initiaux A, B, C. Pour homogénéiser la définition de l'extension de la zone de bas-fond entre les trois sites d'étude et en avoir une cartographie exhaustive, elle a été définie à partir de l'indice climato-topographique I_{topo} qui prend en compte la géomorphologie du bassin et les précipitations efficaces (Aurousseau et Squividant, 1996; Merot et al., 2002). En tout point du bassin versant, l'indice climato-topographique (I_{topo}) est défini par la relation suivante :

$$I_{topo} = log(Vr/tan\beta) \quad (8.1)$$

avec, Vr l'aire drainée multidirectionnelle multipliée par la pluie efficace,

β la pente aval (entre le point considéré et le cours d'eau)

Cette variable a été calculée à partir du MNT à 50 m sur Pleine-Fougères et à 20 m sur la Yar et sur Naizin. Le seuil de 2,78 a été validé pour la séparation des domaines hydromorphes et bien drainés dans les bassins bretons, notamment sur les trois bassins initiaux de Pleine-Fougères (Merot et al., 2002) : $I_{topo} > 2.78$ correspond au domaine hydromorphe de battement de nappe faible, $I_{topo} < 2,78$ correspond au domaine bien drainé.

On considère par hypothèse que l'efficacité tampon des haies est d'autant plus forte que la haie est en bas de versant. Pour comparer l'organisation des haies par rapport au bas de versant entre les bassins, et prendre en compte la surface du bas de versant par rapport à la surface totale du bassin, l'indice suivant est utilisé :

$$H_{BF} = \frac{L_{BF}}{S_{BV}} = D_{BF}.\frac{S_{BF}}{S_{BV}} \quad (8.2)$$

avec, L_{BF} le linéaire de haies dans la zone de bas de versant,

D_{BF} la densité de haies dans la zone de bas de versant,

S_{BF} la surface de la zone de bas de versant,

S_{BV} la surface du bassin versant.

La répartition des haies entre le bas de versant et le reste du bassin est caractérisée par l'indice :

$$I_p = \frac{\frac{L_{BF}}{L_{BV}} - \frac{S_{BF}}{S_{BV}}}{\frac{S_{BF}}{S_{BV}}} \quad (8.3)$$

avec, L_{BV} le linéaire de haies dans le bassin versant.

- Si $(I_p) > 0$, la proportion de haies situées dans le bas-fond est supérieure à la proportion de surface de bassin en bas-fond : le réseau de haies est "polarisé" vers la zone de bas de versant.
- Si $(I_p) = 0$, la proportion de haies situées dans le bas-fond est égale à la proportion de surface de bassin en bas-fond : la répartition des haies est homogène entre le bas de versant et le reste du bassin.
- Si $(I_p) < 0$, la proportion de haies situées dans le bas-fond est inférieure à la proportion de surface de bassin en bas-fond : le réseau de haies est "divergent" par rapport au bas de versant. $I_p = -1$ si toutes les haies sont situées à l'extérieur de la zone de bas-fond.

Cette caractérisation a été réalisée dans les bassins versants d'ordre 1 à 3 du site de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, dans le bassin de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000 et dans le bassin du Yar pour les réseaux de haies de 1952 (2 sous-bassins) et de 1998 (ensemble des sous-bassins).

8.2.1.2 Résultats

a. Site de Pleine-Fougères

Le tableau 8.2 synthétise les données sur les bassins d'ordre 1 : la densité de haies moyenne est de 64,9 $m.ha^{-1}$ et varie de 12,2 à 126,7 $m.ha^{-1}$.

TAB. 8.2 – Statistiques générales sur les densités et la répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin dans les bassins versants d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères.

	Surface du bassin (S_{BV})(ha)	Surface du bas-fond (S_{BF})(%)	Densité de haies (D_{BV}) ($m.ha^{-1}$)	Densité de haies dans le bas-fond (D_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	Linéaire de haies dans le bas-fond / surface du bassin (H_{BF}) ($m.ha^{-1}$)
Moyenne	67,0	19,1	64,9	85,9	15,2
Médiane	55,8	17,9	58,5	84,9	13,9
Écart-type	34,1	7,7	29,0	48,2	8,4
Minimum	30,9	0,8	12,2	9,8	2,3
Maximum	173,9	39,9	126,7	307,6	37,6

La relation entre la densité de haies dans la zone de bas-fond et la densité dans l'ensemble du bassin versant est présentée dans la figure 8.2. La densité dans le bas-fond est généralement supérieure à la densité dans le bassin. Les bassins 11 et 23 présentent une très forte densité de haies dans la zone de bas-fond, respectivement de 307,6 et 230,5 $m.ha^{-1}$. Dans le bassin 11, elle s'explique par la faible extension spatiale de la zone de bas-fond (0,3 ha).

Il existe une relation croissante entre la densité de haies et H_{BF} (figure 8.3). La variabilité de l'indice augmente lorsque la densité de haies dans le bassin augmente : les faibles valeurs d'indice correspondent aux bassins dont la densité D_{BV} est faible et dont le linéaire de haies dans la zone de bas-fond est faible (bassins 21, 33, 37). Les bassins 12 et 43 ont une surface similaire, respectivement 89,4 et 89,9 ha et une densité de haies voisine, respectivement 103,1 et 93,3 $m.ha^{-1}$. Mais la valeur de l'indice diffère, respectivement 32,9 et 10,1 $m.ha^{-1}$. Les deux bassins diffèrent par la surface relative du bas-fond, respectivement 27,9 et 10,8 %. Les bassins 2 et 4 ont un indice similaire de 13.9 et 14.0 $m.ha^{-1}$. Ils ont des densités de haies différentes (98,5 et 49,7 $m.ha^{-1}$) et des surfaces relatives du bas-fond différentes (4,4 et 9,5 %) : pour le bassin 2 la forte densité de haies est compensée par la faible surface relative du bas-fond, et inversement dans le bassin 4.

La surface relative de la zone de bas de versant, contrôlée par la géomorphologie des bassins, est variable. Pour la moitié des bassins, la surface de la zone de bas-fond représente entre 13,7 et 22,2 % de la surface du bassin (1er et 3^{me} quartile).

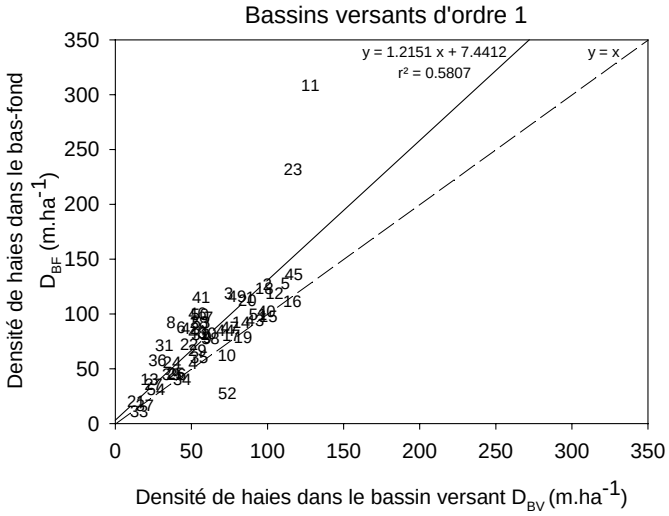


FIG. 8.2 – Densité de haies en bas de versant en fonction de la densité de haies dans l'ensemble du bassin versant pour les bassins d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins).

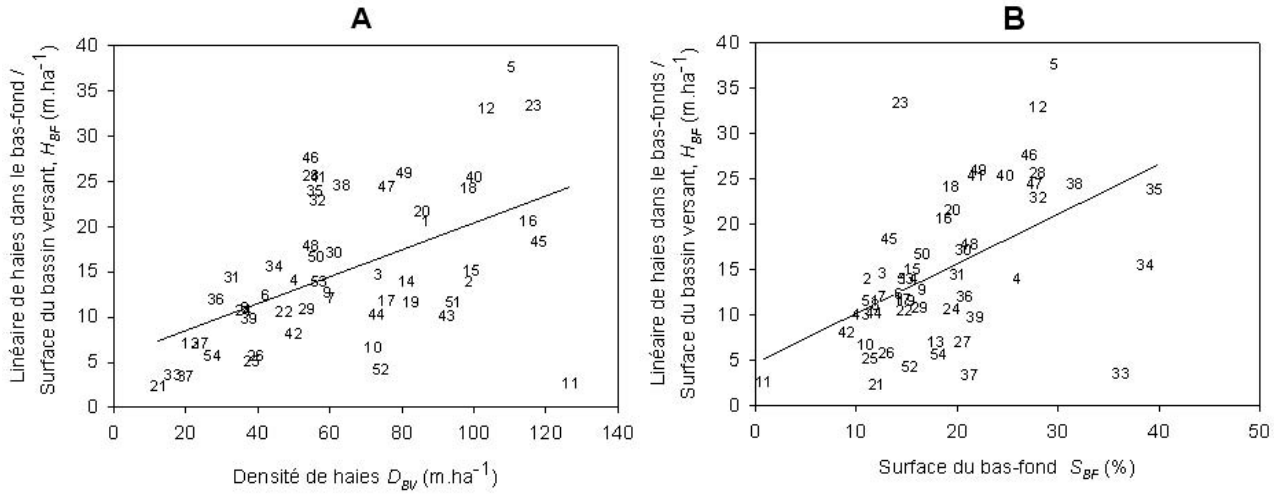


FIG. 8.3 – Indice d'effet tampon potentiel des haies vis à vis des transferts de subsurface en fonction de la densité de haies (A) et de la surface relative de la zone de bas-fond (B) dans les bassins d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins).

Seuls deux bassins présentent une répartition "divergente" des réseaux de haies : les bassins 33 et 52. La moitié des autres bassins présentent des réseaux de haies de type homogène et l'autre moitié une répartition de type polarisée. L'indice de répartition des haies est peu lié à la densité de haies dans le bassin versant (figure 8.4). Néanmoins deux domaines apparaissent : les réseaux de haies de forte densité présentent une répartition homogène. Pour les densités inférieures à 60 $m.ha^{-1}$, la structure du réseau est plus variable. Plus la densité de haies est faible, plus le réseau de haies est polarisé. L'indice de répartition est lié à la surface relative de la zone de bas fond.

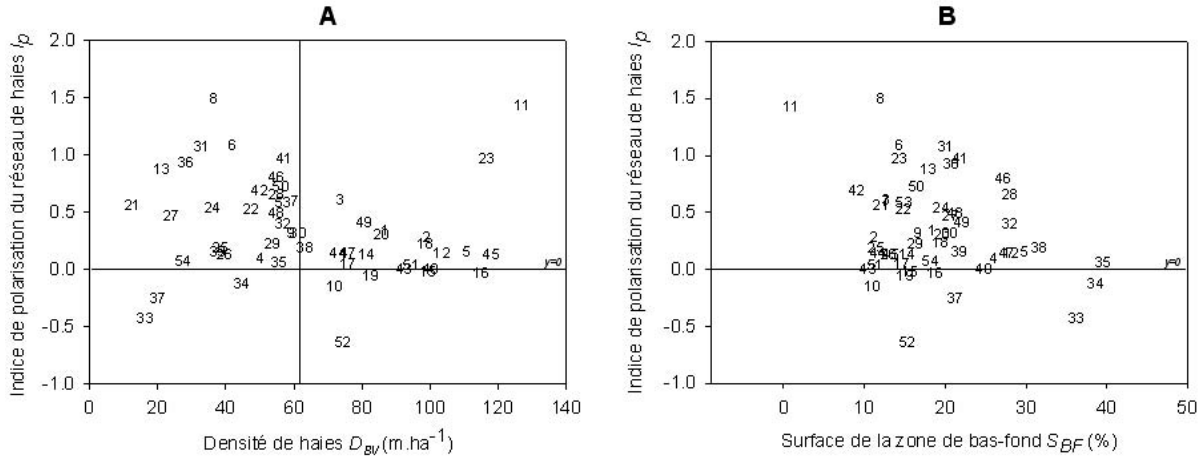


FIG. 8.4 – Indice de polarisation des réseaux de haies en fonction de la densité de haies (A) et de la surface relative de la zone de bas-fond (B) pour les bassins versants d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins).

Dans les bassins versants d'ordre 2, la densité de haies moyenne est de 73,9 $m.ha^{-1}$ et varie de 51,1 à 100,2 $m.ha^{-1}$ (tableau 8.3). Les densités de haies dans le bas-fond et dans l'ensemble du bassin sont liées. Les réseaux de haies sont polarisés dans tous les bassins, excepté le bassin 3, et de façon assez homogène. Si les bassins d'ordre 1 inclus dans les ordres 2 ne sont pas considérés (zones d'ordre 2), seuls les bassins 2, 3, 4, 5 et 8 ont une surface significative : la densité est plus importante que dans l'ensemble du bassin d'ordre 2, environ 20 $m.ha^{-1}$ supplémentaires, et la répartition des haies tend à être davantage polarisée vers le bas de versant (tableau 8.3).

Parmi les bassins d'ordre 3, le bassin 4 se distingue par une extension plus importante de la zone de bas de versant (25% de la surface du bassin) et par une densité de haies plus faible (56 $m.ha^{-1}$) (tableau 8.4). Malgré la plus faible densité de haies, le rapport H_{BF} dans le bassin 3 est similaire à celui des bassins 2 et 3, de surface similaire. Tous les bassins sont polarisés. La polarisation est plus importante dans la zone d'ordre 3 que sur l'ensemble du bassin dans les bassins 3 et 4, elle est équivalente dans les bassins 1 et 2.

Tab. 8.3 – Statistiques générales sur les densités et la répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin pour les bassins versants d'ordre 2 du site de Pleine-Fougères.

Bassin	Surface du bassin (S_{BV})(ha)	Surface du bas-fond (S_{BF}) (%)	Densité de haies (D_{BV}) ($m.ha^{-1}$)	Densité de haies dans le bas-fond (D_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	Linéaire dans le bas-fond / surface du bassin (H_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	I. de polarisation I_p
Bassins versants						
Moyenne	327,1	19,4	73,9	99,8	18,9	0,37
Médiane	231,8	19,3	69,6	99,3	18,8	0,36
Écart-type	218,3	5,9	17,5	22,5	5,3	0,19
Minimum	83,6	12,6	51,1	62,7	12,0	-0,01
Maximum	660,4	31,0	100,1	133,9	28,4	0,70
Zones d'ordre 2						
Moyenne	126,2	22,1	96,8	123,2	23,8	0,46
Médiane	61,1	15,4	103,4	105,5	19,5	0,52
Écart-type	91,7	12,5	25,9	47,1	10,1	0,31
Minimum	57,7	9,3	63,8	73,0	14,2	-0,12
Maximum	241,7	36,3	128,1	193,0	35,9	0,76

Tab. 8.4 – Densité et répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin pour les bassins versants d'ordre 3 du site de Pleine-Fougères.

Bassin	Surface du bassin (S_{BV})(ha)	Surface du bas-fond (S_{BF}) (%)	Densité de haies (D_{BV}) ($m.ha^{-1}$)	Densité de haies dans le bas-fond (D_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	Linéaire dans le bas-fond / surface du bassin (H_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	I. de polarisation I_p
Bassins versants						
1	587,2	14,1	80,8	108,9	15,3	0,35
2	1091,3	17,9	80,1	107,6	19,2	0,34
3	1589,4	16,2	81,9	107,8	17,5	0,32
4	1079,1	24,6	55,7	77,3	19,0	0,39
Zones d'ordre 3						
1	435,3	13,9	77,4	103,5	33,8	0,34
2	422,7	17,2	70,1	94,6	34,9	0,35
3	670,9	16,1	44,2	63,7	44,2	0,44
4	403,3	20,1	39,2	63,3	61,6	0,62

b. Site de Naizin

Sur le site de Naizin, l'organisation actuelle du réseau de haies et son évolution entre 1948 et 2000 sont considérées à l'échelle de l'ensemble du bassin et à l'échelle du sous-bassin amont de Kervidy-Naizin (tableau 8.5).

La densité de haies évolue moins dans le sous-bassin de Kervidy-Naizin (diminution de 20 $m.ha^{-1}$, soit une diminution de 35%) que dans l'ensemble du bassin (diminution de la densité de 48 $m.ha^{-1}$, soit une diminution de 58%). A Kervidy, l'essentiel du déboisement porte sur les versants, la densité de haies dans le bas-fond est inchangée (74,4 $m.ha^{-1}$ en 1948 et 74,3 $m.ha^{-1}$ en 2000) et conduit à une polarisation du réseau vers le bas de versant. Dans l'ensemble du bassin, la densité diminue dans le versant et dans la zone de bas-fond où elle passe de 130 $m.ha^{-1}$ à 70 $m.ha^{-1}$. La valeur de H_{BF} correspond à la valeur moyenne calculée sur Pleine-Fougères alors que la densité de haies est plus faible.

TAB. 8.5 – Densité et répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin dans le bassin versant de Naizin et le sous-bassin de Kervidy-Naizin, pour les années 1948 et 2000.

Bassin	Surface du bassin (S_{BV})(ha)	Surface du bas-fond (S_{BF}) (%)	Densité de haies (D_{BV}) ($m.ha^{-1}$)	Densité de haies dans le bas-fond (D_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	Linéaire dans le bas-fond / surface du bassin (H_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	I. de polarisation I_p
Naizin 1948	1220,5	17,3	84,8	130,0	23,5	1,0
Naizin 2000	1220,5	17,3	35,4	70,4	12,8	0,6
Kervidy 1948	496,7	20,5	59,7	74,4	15,6	1,0
Kervidy 2000	496,7	20,5	27,0	74,3	15,6	0,3

c. Site du Yar

Sur le site du Yar, l'organisation actuelle du réseau de haies est considérée dans l'ensemble du bassin et l'évolution de la structure entre 1952 et 1998 est considérée dans deux sous-bassins, au nord-ouest (bassin 7) et au sud-est (bassin 1) du site.

A densité de haies équivalente, l'indice H_{BF} varie de 0,8 à 23,5 $m.ha^{-1}$ (tableau 8.6). La répartition des réseaux de haies est homogène à divergente par rapport au bas-fond (figure 8.5), en particulier dans les bassins 6 et 9 qui se situent à l'aval du Yar où les vallées sont les plus encaissées.

En terme d'évolution, dans le bassin 1, la densité de haie augmente dans l'ensemble du bassin mais diminue de 10 $m.ha^{-1}$ dans la zone de bas-fond. La structure spatiale du bocage tend à être plus divergente, mais l'indice H_{BF} diminue peu (tableau 8.7). La densité de haies a augmenté dans le bassin 1 et diminué dans le bassin 7. Dans le bassin 7, la densité de haies diminue sur l'ensemble du bassin, l'essentiel de la diminution est lié aux arasements dans la zone de bas de versant.

TAB. 8.6 – Statistiques générales sur les densités et la répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin pour les sous-bassins versants du Yar en 1998.

	Surface du bassin (S_{BV}) (ha)	Surface du bas-fond (S_{BF}) (%)	Densité de haies (D_{BV}) ($m.ha^{-1}$)	Densité de haies dans le bas-fond (D_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	Linéaire de haies dans le bas-fond / surface du bassin (H_{BF}) ($m.ha^{-1}$)
Moyenne	680,9	19,3	109,8	66,0	12,6
Médiane	639,0	21,4	109,1	67,0	11,5
Écart-type	247,5	6,3	19,4	26,1	7,9
Minimum	432,0	10,7	71,5	33,8	3,1
Maximum	1141,0	26,2	131,4	104,0	23,5

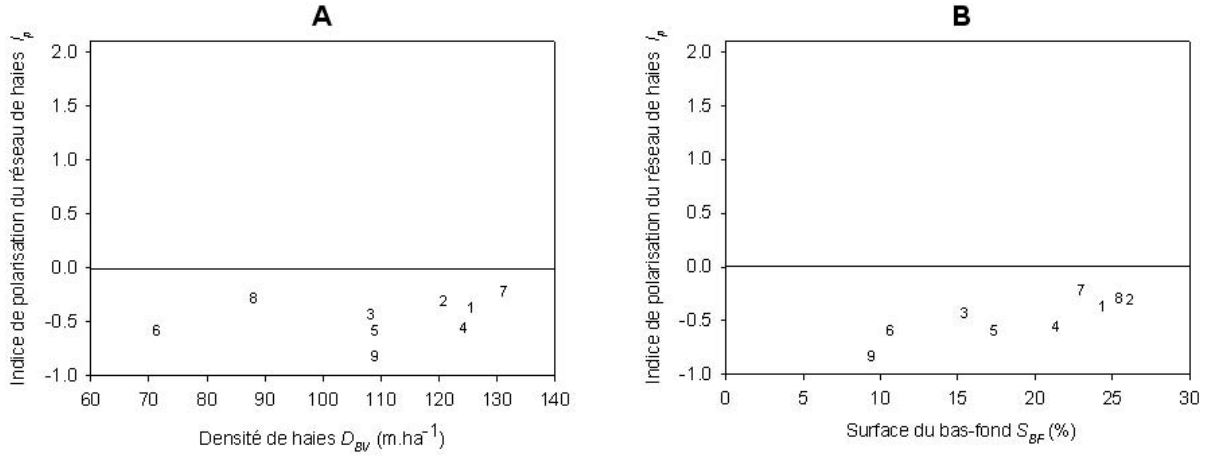


FIG. 8.5 – Indice de polarisation des réseaux de haies en fonction de la densité de haies (A) et de la surface relative de la zone de bas-fond (B) dans les sous-bassins versants du Yar.

TAB. 8.7 – Densité et répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin dans deux sous-bassins du Yar, pour les années 1952 et 1998.

Bassin	Surface du bassin (S_{BV})(ha)	Surface du bas-fond (S_{BF}) (%)	Densité de haies (D_{BV}) ($m.ha^{-1}$)	Densité de haies dans le bas-fond (D_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	Linéaire dans le bas-fond / surface du bassin (H_{BF}) ($m.ha^{-1}$)	I. de polarisation I_p
Bassin 1 1952	881,9	22,8	103,3	98,9	20,7	-0,12
Bassin 1 1998	881,9	22,8	125,7	87,9	19,2	-0,4
Bassin 7 1952	1279,9	16,7	100,7	105,2	16,5	-0,02
Bassin 7 1998	1279,9	16,7	87,8	63,3	15,7	-0,3

8.2.1.3 Conclusion

Cette analyse met en évidence une diversité d'organisation des bocages par rapport au facteur "position topographique" entre les sites d'études et entre les bassins versants d'un même site.

Le linéaire de haies en bas de versant dépend de l'extension de la zone de bas fond et de la densité de haies dans le bassin. L'organisation des haies dans les versants se distingue sur le Yar par rapport à Pleine-Fougères et Naizin. A Naizin, l'évolution a conduit à une polarisation du bocage vers le bas de versant. A Pleine-Fougères, les densités les plus faibles se trouvent au nord du site, où le bocage a été remembré. Elles correspondent aux réseaux de haies les plus polarisés. La polarisation des réseaux augmente aussi avec l'ordre des bassins. Au cours de l'évolution des bocages, les haies tendent à être maintenues dans les bas de versant. Dans le site du Yar, les réseaux de haies ont une répartition plus homogène et tendent à être situés dans les versants. Cela s'explique par la géomorphologie du bassin : les vallées encaissées sont occupées par des bois.

Un déterminisme topographique n'apparaît pas clairement.

8.2.2 Organisation des réseaux de haies par rapport à la pente topographique dans les sites étudiés

Les zones de pentes les plus fortes sont les plus sensibles à l'érosion et au ruissellement. L'inclinaison des versants peut d'autre part être une contrainte à la mise en valeur agricole des territoires. Par le passé, cela a conduit à l'installation de haies-talus parallèles aux courbes de niveau. Il semblerait que cette contrainte ait été également effective lors de la période de remembrement et arasement des talus.

L'hypothèse testée est le déterminisme de la pente topographique sur la densité du bocage et sur son évolution. Si cette relation est effectivement mise en évidence, il faudra alors s'interroger sur les contraintes que la pente créée sur l'exploitation pour comprendre en quoi la pente entraîne un développement d'un système d'exploitation où le bocage peut avoir sa place. Les questions que nous posons sont : y a-t-il une relation entre pente et densité de bocage, et à quelle échelle spatiale ? Y a-t-il une relation continue entre pente et densité, une relation à seuil ? Y a-t-il eu des évolutions différentes du bocage pour des pentes topographiques différentes ?

8.2.2.1 Matériel et méthodes

L'analyse est réalisée dans les sites de Pleine-Fougères, de Naizin et du Yar, qui présentent une diversité de densité de bocage, mais aussi une géomorphologie différente .

Les données nécessaires à l'analyse sont la cartographie du réseau de haies et le MNT, à partir duquel sont calculées les pentes locales par pixel (exprimées en pourcentage). Dans le bassin de Naizin et dans un sous-bassin du Yar, les cartographies anciennes des réseaux de haies permettent d'étudier l'évolution temporelle de l'organisation du bocage par rapport à la pente topographique.

Les zones de bois sont exclues de l'analyse. Il faut noter que la distribution des bois n'est pas indépendante de la pente : dans le bassin du Yar en particulier, les vallées encaissées sont boisées.

L'étude de la relation entre la pente et la densité pose la question de la définition de la pente topographique. Cette relation a donc été étudiée à différents niveaux d'organisation :

– le bassin versant,
– le versant,
– l'échelle de fenêtres mobiles de taille variable (Schermann et Baudry, 2002).

Dans chacune de ces unités, la pente topographique est caractérisée par la moyenne des pentes locales. La densité de haies est exprimée en pourcentage de pixels haies par rapport au nombre total de pixels dans l'unité géographique considérée. Pour les sites de Pleine-Fougères et du Yar, à l'échelle du versant, nous avons considéré dans un deuxième temps la densité de haies relative, c'est à dire le rapport entre la densité de haies du versant et la densité de haies du bassin versant auquel il appartient, pour prendre en compte le gradient de densité intra-site.

La figure 8.6 présente la distribution des pentes dans les 3 sites d'étude : le Yar présente des zones de plateau et des zones de pentes fortes au niveau des vallées encaissées à l'aval du bassin. Dans le bassin de Naizin, les pentes sont plus importantes à l'aval que dans la partie amont du sous-bassin de Kervidy. A Pleine-Fougères, le nord du site est très plat, les pentes les plus fortes concernent les zones de contact entre les schistes et les granites.

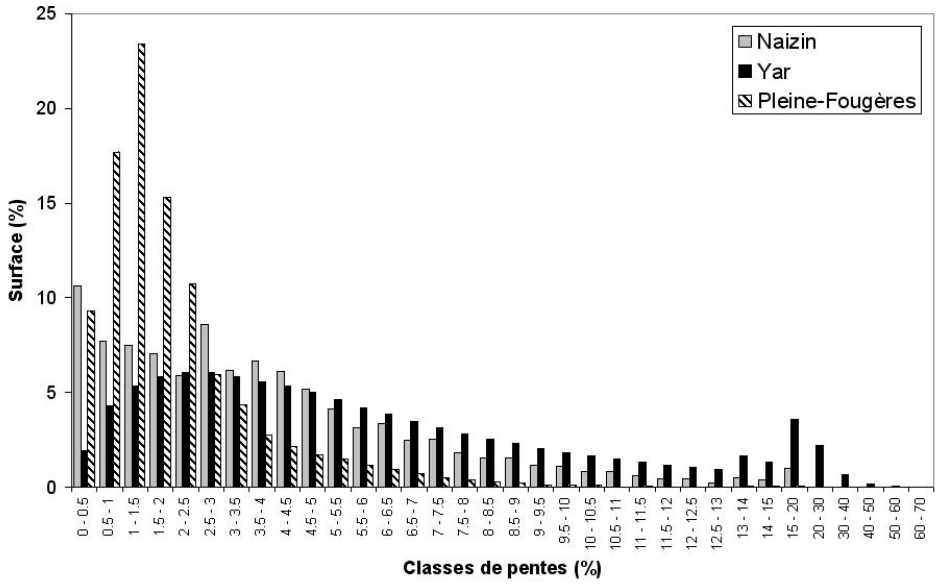


Fig. 8.6 – Distribution des pentes locales dans les sites de Naizin, du Yar et de Pleine-Fougères.

8.2.2.2 Résultats

Naizin

- *Échelle des sous-bassins versants* : deux zones ont été distinguées, le sous-bassin amont de Kervidy d'une part et le complémentaire à l'aval d'autre part. La moyenne des pentes locales est respectivement de 2,9 et 4,5 %. Entre 1948 et 2000, la densité de haies est passée de 90,3 à 38,8 $m.ha^{-1}$ à l'aval et de 70,3 à 37,4 $m.ha^{-1}$ à Kervidy. La relation qui existait entre pente et densité à cette échelle en 1948 n'existe plus actuellement.
- *Échelle des versants* : 7 versants de 96 à 266 ha ont été délimités. En 1948, la densité de haies augmente avec la pente. En 2000, l'augmentation de la densité avec la pente est moins nette (figure 8.7).
- *Échelle de fenêtres mobiles de 5 à 500 ha* : quelle que soit la taille de la fenêtre, la densité de haies en 1948 augmente avec la pente. Cette relation est plus nette à partir d'une taille de fenêtres supérieure ou égale à 160 ha (figure 8.8). Pour le réseau de haies de l'année 2000, l'augmentation de la densité de haies avec la pente est plus faible ; comme à l'échelle des versants, la densité augmente pour des valeurs de pente inférieures à 4 %.

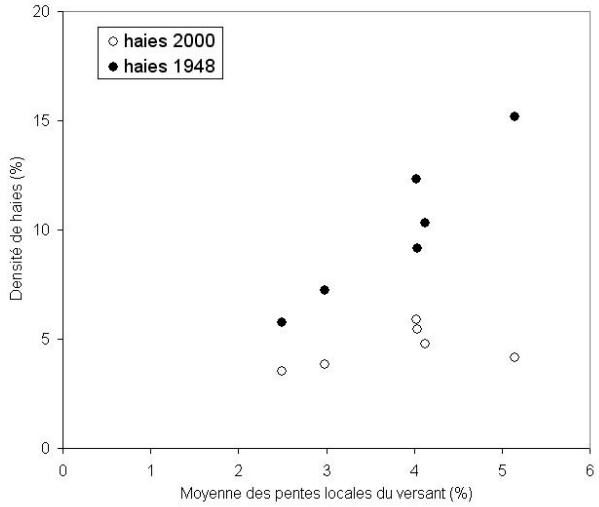


FIG. 8.7 – Moyennes des pentes locales et densité de haies par versant dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

Yar

- *Échelle des sous-bassins versants* : aucune relation entre la pente et la densité de haies n'est observée à cette échelle (tableau 8.8).
- *Échelle des versants* : aucune relation n'est observée à cette échelle entre la pente et la densité de haies, y compris dans les gammes de pentes observés sur le bassin de Naizin (moins de 6%).

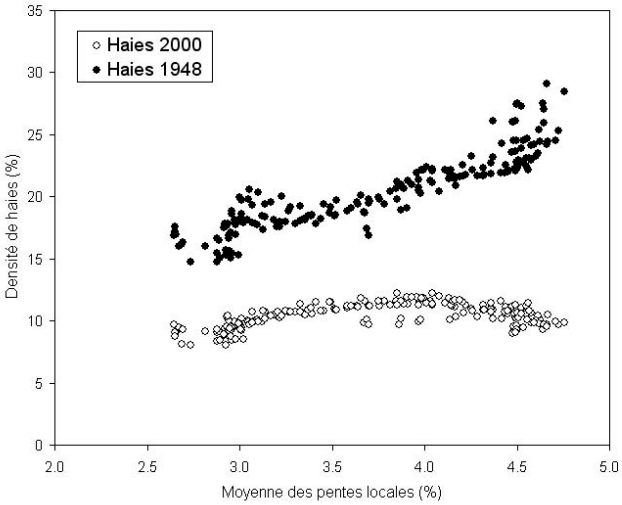


FIG. 8.8 – Moyennes des pentes locales et densité de haies dans des fenêtres de 160 ha dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

La prise en compte de la densité relative du versant par rapport à la densité de haies dans le bassin versant dans son ensemble ne permet pas d'améliorer la relation, pour les pentes supérieures à 6 % la densité de haies est très variable. Dans le sous-bassin pour lequel nous disposons de la cartographie ancienne des haies, les densités les plus élevées en 1952 étaient rencontrées dans les versants de plus forte pente (figure 8.9).

– *Échelle de fenêtres mobiles de 5 à 9500 ha* : aucune relation n'apparaît entre la densité et la moyenne des pentes dans des fenêtre de superficie inférieure à 425 ha. Au-delà, il apparaît une relation croissante entre la moyenne des pentes locales et la densité de haies, dans les fenêtres de pente supérieure à 4,7 %.

Pleine-Fougères Dans le site de Pleine-Fougères, aucune relation n'existe entre la pente et la densité de haies, quelle que soit l'échelle considérée.

8.2.2.3 Conclusion

On observe une organisation du bocage par rapport à la pente pour les paysages anciens du Yar et de Naizin. Cette relation est plus ou moins marquée. Aujourd'hui, le déterminisme de la présence de haies lié au milieu physique, qui était notable à l'apogée du bocage sur le facteur "pente", a totalement disparu. Sur le Yar et sur Pleine-Fougères, il existe néanmoins un contraste entre les zones de forte pente occupées en bois et le reste des sites, mais nous ne l'avons pas considéré ici.

Sur le plan méthodologique, on retiendra l'importance du choix de l'échelle pour la définition de la pente :

TAB. 8.8 – Moyenne des pentes locales et densité de haies dans les sous-bassins versants du Yar (hors zones de bois).

Sous-bassins	Moyenne des pentes locales (%)	Densité de haies (%)
1	5,3	14,9
2	5,7	14,3
3	6,3	12,8
4	5,2	14,1
5	5,8	12,6
6	6,1	12,7
7	4,9	10,2
8	9,5	12,3
9	9,1	13,9

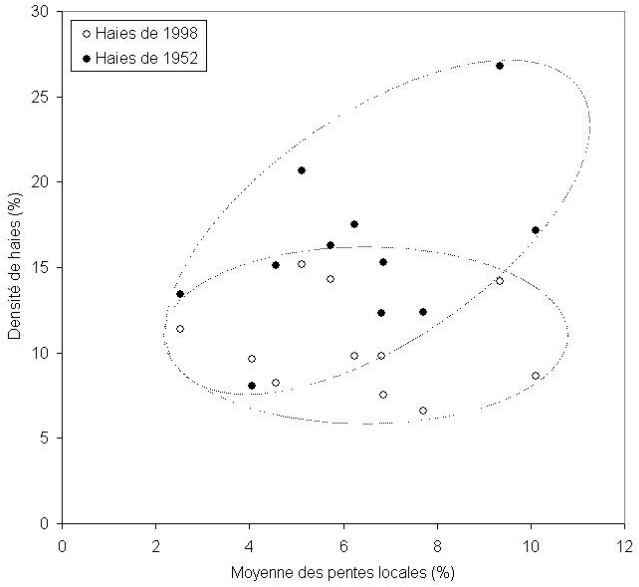


FIG. 8.9 – Moyennes des pentes locales et densité de haies par versant dans le sous-bassin du Yar, pour les réseaux de haies de 1952 et de 1998.

- la pente locale, qui comporte une forte incertitude et qui est très liée à la qualité du MNT,
- la pente du versant, qui intègre une pente moyenne sur des versants généralement convexo-concaves,
- la pente systématique dans des fenêtres de taille variable.

Cependant, quelle que soit l'échelle, la nature de la relation (ou de la non-relation) reste la même.

8.3 Conclusion : comment faire le lien entre les fonctionnements agricoles et l'organisation d'un bocage fonctionnel ?

Les analyses complémentaires sur la structure spatiale du bocage ont montré qu'il existe bien des différences d'organisation spatiale du bocage par rapport au facteur position dans le versant, entre les sites d'études et entre les bassins versants d'un même site d'étude. Nous n'avons pas montré d'organisation des bocages actuels par rapport aux zones de pente forte, sensibles au ruissellement. Merot et al. (1995) ont montré qu'il existe des organisations de bocage plus ou moins fonctionnelles, en lien avec des différences de continuité des réseaux de haies et d'orientation par rapport aux écoulements principaux.

Puisque ces différences existent dans les paysages des bassins versants, on peut s'interroger sur les fonctionnements agricoles qui conduisent à des organisations différenciées à l'échelle des bassins versants : quels sont les fonctionnements agricoles qui conduisent à maintenir un réseau de haies dense, en particulier en bas de versant, fonctionnel par rapport aux transferts de subsurface ? Quels sont les fonctionnements qui conduisent à produire un réseau de haies continu et globalement perpendiculaire aux écoulements ?

Les paramètres pertinents pour la description des structures spatiales fonctionnelles ont peu de sens en terme d'activité agricole, parce que les échelles d'études sont distinctes et qu'ils résultent de l'agrégation dans l'espace des fonctionnements de plusieurs exploitations agricoles. Les processus hydrologiques et hydrochimiques sont étudiés à l'échelle des bassins versants, qui ne sont pas des unités de gestion pour l'activité agricole : un bassin versant est composé de parcelles appartenant à plusieurs exploitations agricoles et une exploitation peut posséder des parcelles dans plusieurs bassins versants.

La modélisation de paysages est l'outil que nous avons privilégié pour comprendre les relations entre les fonctionnements agricoles et l'organisation d'un bocage fonctionnel. Les travaux empiriques sur l'organisation des paysages bocagers par les exploitations agricoles sont utilisés pour définir les règles de la modélisation.

Troisième partie

Modélisations des fonctions tampons et de l'organisation des paysages bocagers

Introduction

Différents niveaux de modélisation nécessaires

Par l'approche empirique, nous n'avons pas pu évaluer le rôle tampon spécifique des haies, indépendamment du rôle des zones humides et du milieu physique, en raison du caractère très imbriqué de ces trois facteurs, voire de leur co-évolution. Une approche de modélisation fonctionnelle appliquée à des paysages réels ou à des paysages simulés, où l'évolution du bocage sera déterminante, va nous permettre d'individualiser ce rôle.

Nous allons tout d'abord montrer comment les résultats locaux sur le fonctionnement hydrologique des haies peuvent être intégrés dans un modèle hydrologique distribué, pour évaluer l'influence du bocage sur les flux d'eau de subsurface à l'échelle du bassin versant.

Ensuite, nous utiliserons la modélisation pour mettre en relation l'organisation et l'évolution des paysages bocagers sous l'effet de l'activité agricole avec leur rôle tampon. Deux types de modèles seront nécessaires pour cela : d'une part un modèle de paysages et d'autre part des modèles d'évaluation de la fonctionnalité des paysages simulés pour les transferts de surface et pour les transferts de subsurface.

Cette partie est composée de quatre chapitres :

- la modélisation du fonctionnement hydrologique des haies dans un modèle fonctionnel de processus,
- la hiérarchisation de la fonctionnalité des réseaux de haies des sites d'études vis à vis des transferts de surface et des transferts de subsurface à l'aide de deux modèles de description de l'organisation fonctionnelle du bocage,
- la modélisation de paysages à partir de règles de fonctionnement (allocation des usages) et d'évolution des exploitations agricoles (agrandissement, changement de système de production),
- l'évaluation des paysages simulés à l'aide des modèles de description de l'organisation fonctionnelle du bocage.

Chapitre 9

Analyse du rôle tampon des réseaux bocagers sur les transferts de subsurface par une modélisation dynamique des processus : application de TNT2

L'objectif de ce travail est de tester, par modélisation, l'hypothèse de l'influence la densité et surtout de la position topographique du réseau de haies sur son rôle tampon vis à vis des transferts d'eau de subsurface, c'est à dire sur le bilan et sur la dynamique des écoulements, à l'échelle du petit bassin versant dans un contexte de flux dominés par les écoulements de subsurface. Ce travail constitue une première approche de modélisation fonctionnelle du rôle des haies, qui permet de tester simplement nos hypothèses. Il a fait l'objet d'un article soumis à *Agricultural Water Management*.

9.1 Résumé étendu

L'introduction reprend la bibliographie et les hypothèses ci-dessus. Nous avons choisi d'utiliser le module hydrologique du modèle TNT2 (Transfert de Nitrate et Topographie)(Beaujouan, 2001) car il est adapté à notre problématique. Il s'agit d'un modèle distribué maillé, basé sur le concept de zone contributive, qui permet de prendre en compte des processus localisés et des interactions spatiales et il prend en compte les interactions entre la nappe subsuperficielle et le sol. Le modèle est appliqué au bassin de Kervidy-Naizin. Deux types de mailles sont considérées : les cultures et les haies. Les haies n'agissent que par prélèvement supplémentaire et plus profond que les cultures. L'évapotranspiration est représentée par une fonction simple. Le modèle est appliqué aux réseaux de haies réels de 1948 et de 2000 et à des réseaux de haies simulés différant par leur densité et par la localisation topographique des haies. Nous étudions leur impact sur le bilan et la dynamique des écoulements à l'exutoire, et sur la dynamique des différents compartiments hydrologiques du bassin (réserve utile, nappe).

Les résultats montrent un effet important des haies sur les débits au printemps-été et sur le bilan annuel (diminution de 10% pour une densité de 27 $m.ha^{-1}$) mais la dynamique de la reprise des écoulements à l'exutoire n'est pas modifiée. Les haies ont un rôle important sur le niveau de nappe et sur le niveau et la dynamique de la réserve utile. La densité de haie apparaît comme le premier facteur de contrôle de l'effet des haies ; à densité constante, les haies situées en bas de versant ont un effet plus important que les haies situées en haut de versant. Les différences entre les 2 localisations sont plus marquées les années sèches.

9.2 Article *"Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small temperate catchment"*

Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small temperate catchment

Viaud, *V.*[1,2], Durand, *P.*[1], Merot, *P.*[1], Sauboua, *E.*[1], and Saadi, *Z.*[1]

(1) UMR INRA-ENSAR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper, 65 rue de Saint-Brieuc - CS84215 - 35042 Rennes cedex, France

(2) INRA SAD-Armorique, 65 rue de Saint-Brieuc - CS84215 - 35042 Rennes cedex, France

Abstract Hedges are widely encountered in the world. In Brittany (Western France), as more generally in western and Central Europe, they are mainly represented as "bocage", a rural landscape with cultivated fields enclosed by hedges. The impact of hedges on soil water content and dynamic through vegetation evapotranspiration is seldom addressed at the catchment scale for management issues in temperate climate, in spite of some clues that hedges may modify catchment hydrology. The study aims at estimating the impact of different hedge networks on the hydrology of a small temperate catchment with a modelling approach. This work is based on a spatialised hydrological model (TNT2). The hedge effect taken into account is an additional and deeper soil water uptake through evapotranspiration process. The modelling was performed for an experimental catchment with the actual hedge networks in 1948 and 2000 and for a for different scenarios of landscape management, and for a large set of rainfall conditions. At the local scale, the impact of hedges depends on their location in hillslope i.e. on the distance to the groundwater level. At the catchment scale, the additional annual AET with hedge represents between 5, and 30% of the annual AET. This effect depends on the hedge network density. It depends also on the hedge spatial organization and on the climate, with a increasing impact for the driest years. This study was a first simple approach of the impact of hedges and their spatial organization on the hydrology of a small rural catchment. The interest of this work is to take into account the spatial interactions in the catchment and to compare easily different scenarios of hedge spatial organization. Considering the lack of precise information on hedge evapotranspiration in the region and the simple description of AET in the model, choices of this work for the model parameterization or for the different modalities of hedge density and location gives orders of magnitude of the hedge effect.

1 Introduction

Hedges are widely encountered in the world. In Brittany (Western France), and generally in western and central Europe, they are mainly represented as "bocage", a rural landscape with cultivated fields enclosed by hedges (Baudry and Jouin, 2003 ; Mette and Sattelmacher, 1994). There are many types of hedges, but most of them are typical rows of deciduous trees (oaks, chestnuts) and shrubs often planted in Brittany on an earthen or stony bank. The increase of intensive farming involves the suppression of many hedges, enhanced until a recent past by land consolidation policies. Consequently, the bocage landscape appears now as a mosaic of hedge networks of contrasting densities.

The new European policy for rural landscape promotes managing, maintaining, and rehabilitation of hedges. This policy is argued on the multifunctional role of hedge networks : positive impact on biodiversity as ecological corridors, on soil protection as efficient erosion control structure and soil organic carbon storage, on water cycle as a surface water barrier, on landscape amenity.

From an hydrological perspective, the impact of hedges on water cycle has been studied throughout the world (De Jong and Kowalchuk, 1995 ; Angima et al., 2002). Only few studies have been conducted in temperate climate and hedges have mainly been considered for their interest in surface runoff and erosion control (Merot, 1999) : the hedge destruction is often pinned out as responsible for the increase of floods magnitude, and new hedges are generally designed and managed to control surface runoff. The impact of hedges on soil water dynamics through vegetation evapotranspiration is seldom addressed at the catchment scale for management issues in temperate climate, in spite of some clues that hedges may modify catchment hydrology. It is recognized that trees have a higher evaporation capacity and a greater influence on soil water content when compared with herbaceous vegetation mainly because of a higher climatic demand, a better resistance to water stress and a deeper rooting depth (Cosandey, 2001). On local scale, Carnet (1978) studied soil water balance at the vicinity of different hedges in Brittany and emphasized the strong drying effect of hedges on soil in summer and the vertical drainage capacity of a hedge mainly because of the enrichment in organic matter. In the same way, in Poland, Ryszkowski and Kedziora (1993) showed the high evaporative capacity of hedge trees thanks to their well-developed root system and to turbulent air exchanges in the tree canopy. Caubel et al. (2003) provided additional evidence of the strong impact of the hedge on soil water content and dynamic at the local scale. They compared soil water potential and water content along two contiguous transects located in a bottomland, the one intersecting a hedge, the other one intersecting an herbaceous field edge. At the end of summer and autumn dry periods, the transect with a hedge showed a soil water deficit 100 mm over than the other one in the first meter soil depth. The influence of the hedge on the soil water content was noticeable until more than 10 meters upper and down the hedge. Depletion in the water table under the hedge was measured in the same time, indicating trees water uptake from the groundwater. The need to include the location of hedges referred to the water table within the analysis, as for management purposes, was a primary consequence. The increased drying around the hedge delays the rewetting of soil in autumn and, also, the subsurface transfer of water and associated nutrients across the hedge, for hedges parallel to contour lines. Moreover, this enhances the consumption of the soil and groundwater nitrogen and improves water quality. Including the impact of the hedge on soil water content and groundwater dynamics at the catchment scale in the strategies of hedge design and management is therefore under current consideration.

At a broader scale, the impact of hedgerow network on evapotranspiration in the regional climate conditions of Western Europe has been studied in zones with varying densities of bocage in the 1970s (De Parcevaux and Guyot, 1980 ; Guyot and Seguin, 1975). Because the objective was to assess the modification of PET (Potential Evapotranspiration) in fields surrounded by hedges, and their impact on the agricultural production factors, the experiment was performed on fields

located on a flat plateau in central Brittany. The authors concluded that the impact of a hedge network on PET is rather small at the field scale in the conditions of the study, mainly because the air humidity was very high and controlled the PET. Nevertheless, the impact of the hedge trees on the evaporation was not assessed, while they suggested the AET (Actual Evapotranspiration) as well as the PET were greater at the hedge scale. Merot (1978), comparing the hydrological balance for catchments with and without bocage, attempted to assess hedge effect on annual AET at this scale. He came to the conclusion that the AET was equal for the two landscapes during two average climatic years. Nevertheless, the conclusion must be qualified by the following remarks. First, the hydrological balance method applied did not take soil water content into account, and second, the degree of forestation of the catchment without bocage (15 % of the catchment is forested) biased the comparison of the AET of the two catchments, which could lead to underestimate the differences that may exist. The hydraulic functioning of trees and its consequences on the hydrology of small temperate catchments have mainly been described in forested environments. The differences in water use between trees and other land covers are reinforced when three conditions are met (Aussenac, 2000) : (1) deep soils without horizons limiting the tree root colonization ; (2) a climate including a period of marked soil water deficit ; (3) a rainfall period allowing the reconstitution of the soil water store. Forest evapotranspiration has consequences on both annual stream discharge and stream water dynamic (Cosandey, 2001). Stream flow in forested catchments is less variable : Andréassian (2002) put forward a negative relationship between the forested area and the hydrological variability of catchments at the annual and at the flood event scale. Comparison of paired catchments with contrasted vegetation, or observation of catchment hydrology after clearcutting show in most of cases that forest leads to a reduction of the mean annual discharge in relation with higher evapotranspiration (Hornung et al., 1990). The beneficial impact of forest on reducing flood is also generally accepted (Beschta et al., 2000 ; Richard, 2001). Forest influence on seasonal variation of stream flow, especially on low-flow, is much less clear and depends also on other factors as climate and geomorphology. When it exists, forest leads to a reduction of low-flow. Studying the hydrology of a small catchment located in north-western Europe and planted with trees, Robinson (1998) observed that low flow declines as the trees mature and the drying effect of tree roots on soil delays autumn rewetting and reduces the amount of groundwater recharge which sustains low flow during the dry weather period. At larger scale the evidence of low flow reduction by forest is less conclusive. In Mont-Lozère (south France) however, no relationship was established between the land-cover type (forest and pasture) and discharge during low flow because low flow may be controlled by the catchment geology rather than by surface vegetation (Dupraz et al., 1986). Calder et al. (2003) modeled the impact of oak forest and grassland on water resources at Nottinghamshire UK : forest is predicted to have a significant impact by reducing the recharge plus runoff by 50 % as compared with grassland.

The impact of isolated trees or hedges on soil water content and dynamics has been mainly studied in the framework of agroforestry, in arid or sub arid climate and, more seldomly, for temperate and Mediterranean conditions (Auclair and Dupraz, 1999). Studies are often more oriented on the impact of the hedges or windbreaks on the intercrop production, than on the impact on the

hedge itself and the environment. As a primary consideration, the root deepening observed in forest is enhanced in a mixed land cover because of root competition and the influence of trees on deep soil layer water content and on subsurface groundwater is reinforced. Schroth (1999), reviewing the below-ground interactions in agroforestry, emphasizes on plants strategies to avoid excessive competition at the root system level by vertical spatial segregation between tree and crop root systems, and gives examples of 4, 6 and even 18 m root depths for trees. In Australia, Tuteja et al. (2003) measured a 6 m rooting depth for trees against 2.3 m in the case of cropping and composite pasture. The increase of the subsoil water use, and, correlatively, the nutrient uptake due to the tree density is described in agroforestry systems in Australia (Eastham et al., 1990) or in western Europe (De Montard et al., 1999). The latter authors noticed the interest of the water table proximity for tree water supply in an association of trees and pastures. Different models simulating the effect of competition for water, nitrogen and light between trees and crops have been proposed, such as WIMISA (Mayus et al., 1999) and WaNuLCAS (Van Nookdwijk and Lusiana, 1999), for different agroforestry systems including hedgerows. The models exclude the case of capillary rise or uptake from a water table. More generally, the effect is assessed at the farming system level and not at the catchment level. Recently, in the framework of the introduction of trading in environmental credits including salinity control, Tuteja et al. (2003) used a panel of integrated models to assess the impact of land-use change on water yields at large catchment scale (1688 km^2) : trees lead to durable increase of groundwater depth and reduction of water flow and salt export in dryland conditions.

The aim of this work is to assess the influence of hedges on the hydrology of a small temperate catchment in Brittany with a modeling approach. In this region, catchment hydrology is dominated by the dynamics of the shallow groundwater developed above an impermeable bedrock : the groundwater subsurface flow represents about 90 % of the annual discharge (Molénat, 1999). During flood events, surface runoff represents 30 % of the total discharge, and contributive area overland flow is the main process (Durand and Juan Torres, 1996). In this context, hedge influence on hortonian surface runoff (occurring when the rainfall intensity exceeds the soil infiltration capacity) is not considered in this study : the hedge effect assessed here is the additional and deeper soil water uptake through evapotranspiration process as compared with cultivated herbaceous land-cover. Considering the hedge influence at the local scale and the results in forested catchments, one can hypothesize that the bocage landscape may affect both catchment water balance and water dynamics of the different hydrological components (soilwater and groundwater) and therefore the stream water flux at the outlet of the catchment, especially during low flow in summer and at the beginning of the rainy period : in autumn, the beginning of the increase of stream base-flow may be delayed and the floods may be less intense because the soil is drier in a catchment with hedges. Since no direct and precise measurements of the hedge actual evapotranspiration are currently available, we chose a distributed hydrological model (TNT2), where the evapotranspiration process is represented in a simplified way, but that enables to take accurately into account the flow routing and spatial dynamics, especially the interactions between soilwater and groundwater at the bottom of the slopes (Beaujouan et al., 2002). The modeling was applied in an actual catchment, for the actual hedge networks in 1948 and

2000. To evaluate the impact of hedge density and hedge location in hillslope, the model was also applied to simulated networks.

2 Material and methods

2.1 Study area

The study was performed in the 5 km^2 catchment of Kervidy (Brittany, Western France) chosen in 1991 for a process-oriented study of water and pollution transfer in an intensive farming zone. It is included in a French long-term ecological research site, supporting interdisciplinary research since 1971. The water quality and discharge are followed since 1993. The region has a mild oceanic climate. The mean annual temperature is 11^oC. The mean annual rainfall (1993-2002) is 883 mm, with strong inter-annual variations. The mean annual PET is 705 mm and the annual runoff ranges from 195 to 820 mm. Daily rainfall-runoff time-series include very wet and very dry cycles. Detailed investigation in hydrology, geomorphology and soil science has been carried out (Cheverry, 1998). The bedrock is brioverian (Primary) schist. The soils have developed into a loamy material derived from bedrock weathering and eolian quaternary deposit, in two contrasted domains : the hillslope domain comprising well drained soils (distric and aquic eutrochrepts) and the bottomland comprising waterlogged soils (glossaqualfs and fluvents), located near the channel network. Waterlogged soils represent 15% of the catchment area. Underlying the soil, the weathered bedrock presents highly variable thickness from 1 m to more than 30 m. A shallow and perennial groundwater develops in the soil and the weathered bedrock. The variation of the water table depth depends, as for the soil distribution, on 2 domains : close to the river, in the bottomland, the water table fluctuates into the first meter of the soil depth and often reaches the soil surface in winter. Upslope, fluctuation increases up to 8 meters topslope and the water level is always more than 3 meter deep (Molénat et al., 2002). The two soil domains are distinguished in the model.

Some 90% of land surface is devoted to agriculture, consisting mainly in dairy and pig production. Land-use is composed by 30% maize (mainly maize silage sown in April and harvested in August), 30% winter cereals sown in November and harvested in July and 30% of sown grasslands.

Maps of the actual hedge network in the catchment, abstracted from aerial photography, are available for the years 1948 and 2000. Between the 2 years, agriculture intensification and a land consolidation program have led to the destruction of part of the hedge network. The bulk hedge density fall from 60 $m.ha^{-1}$ to 26 $m.ha^{-1}$ that can be considered as a low to very low density for Brittany.

2.2 Model description

2.2.1 General principles

The model used is the hydrological modules of the integrated hydrological and nitrogen model TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation), developed to study hydrological

and nitrogen fluxes in small catchments, and fully described in Beaujouan et al. (2002). This model is process-based and spatially distributed so that the parameters can vary in space. The catchment is described according to a regular grid, based on a Digital Elevation Model (DEM). Water transfer calculations are based on two main hypotheses, derived from TOPMODEL (Beven and Kirkby, 1979) : hydraulic gradient in each cell is constant and controlled by topography and substratum hydraulic conductivity decreases exponentially with depth. The model is based on a daily water balance calculation in each cell and computes an explicit cell-to-cell routing.

Vertically, each cell is divided in three zones, namely soil surface layer, soil intermediate layer and regolith. The soil surface layer corresponds to tilled soil layer. The depth of the soil, the intermediate layer and the weathered bedrock (respectively SD, ID and RD) are model parameters. Porosity is split into retention porosity η^r and drainage porosity η^d. Their relative values (η^r_s and η^d_s for soil surface retention and drainage porosity, η^r_i and η^d_i for soil intermediate retention and drainage porosity, η^r_R and η^d_R for regolith retention and drainage porosity) are given as model parameters. Depth and porosity determine the capacity of each reservoir. The amount of water in the drainage porosity determines two domains, namely the saturated zone and the unsaturated zone. Soil water available (ASW) to plant is the water contained in soil surface and intermediate retention porosities. The maximum available soil water per unit surface is :

$$MaxASW = SD.\eta^r_s + ID.\eta^r_s$$

At each time step, water balance is computed in each cell using the following sequence :

1. Surface and subsurface inputs and temporary water table depth,
2. saturated subsurface outflow and, if the cell is saturated, overland flow and exfiltration,
3. equilibration of water concentration in the two porosities and new water table depth
4. actual evapotranspiration and capillary rise,
5. transfer to the vadose zone and percolation.

AET is taken directly from the superficial input water (rain t + surface runoff t + exfiltration) before infiltration, and if there is not enough incoming water the rest is taken up from soil available water, at a rate given by :

$$\text{if ASW} > \text{EASW}, \quad AET = MET = k_c.PET$$

$$\text{else}, \quad AET = \frac{ASW}{EASW}.MET = k_c.\frac{ASW}{EASW}.PET$$

EASW is the easily available soil water. MET is the Maximum Evapotranspiration. PET is the one estimated by the French meteorological institute Meteo-France using Penman's formula. In TNT2, AET is normally calculated in the crop module, taking into account the the crop development,

the root distribution and the soil moisture. When the hydrological module only is used, the crop coefficient k_c must be introduced in the input PET file : we calculated a composite kc, integrating the global land-use composition in the catchment, taking into account that the cereal fields are left bare from August to October and the maize fields from October to May.

The capillary rise (CR) is described by the empirical formulation proposed by Hillel (1980) :

$$CR = Min\left(AET, \frac{kRC}{\text{Water table depth}^s}\right)$$

where kRC and s are parameters depending on the soil texture.

2.2.2 Catchment representation, and model parameters

The DEM, with a 20-meter grid size gives the topographic information, and the hillslope drainage network is calculated from it. The other data required are a description of soil and regolith properties, the model parameters T_0 (lateral transmissivity in $m^2.day^{-1}$) and m (exponential decay factor of the hydraulic conductivity with depth in meters) to estimate the hydraulic transmissivity, the climate data and the land-use composition.

The hydrological module of TNT2 has been calibrated and validated in Kervidy catchment by Beaujouan et al. (2002), according to daily discharge at the outlet of the catchment and to water table variations on three points corresponding to piezometers located in the catchment (Molénat, 1999). The values of the parameters for Kervidy catchment are described in table 1. Well-drained and waterlogged soils have similar maximum available soil water (respectively 162 and 164 mm), they mainly differ by the transmissivity parameters. EASW is considered as 60% . MaxASW (Guyot, 1997), i.e. 108 and 109 mm in well drained and waterlogged soils respectively.

Table 1 - Parameters values in Kervidy catchment.

Model parameter	Well drained soils	Waterlogged soils
SD (m)	0.3	0.3
ID (m)	0.8	0.8
RD (m)	150	100
η_s^r $(cm.cm^{-3})$	0.147	0.225
η_s^d $(cm.cm^{-3})$	0.14	0.15
η_R^r $(cm.cm^{-3})$	0.067	0.100
η_R^d $(cm.cm^{-3})$	0.14	0.12
η_i^r $(cm.cm^{-3})$	0.147	0.100
η_i^d $(cm.cm^{-3})$	0.033	0.050
T_0 $(m^2.day^{-1})$	1.3500	0.9125
m (m)	0.1000	0.0225
s	2.5	2.5
kRC	0.001	0.001

The actual global composition of land use in the catchment is taken into account for the calculation of the crop coefficient : 30 % of maize harvested in October, 30% of winter cereals harvested in August and 30% of sown grassland present all the year. The intra-annual dynamics of k_c chosen for those three land-use types are reported in table 2 and the resulting k_c calculated for the catchment is presented in figure 1.

The model outputs are daily discharge at the outlet of the catchment, daily variations of the different flows and stores at the catchment scale and for particular cells chosen by the user, and distributed maps.

TABLE 2 - Values of the crop coefficient k_c.

PET ($mm.year^1$)	2	3	4	5	6	7	8	9
Wheat	0.800	0.700	0.600	0.500	0.450	0.425	0.375	0.350
Maize	0.875	0.800	0.700	0.600	0.550	0.500	0.450	0.425
Grassland				1				

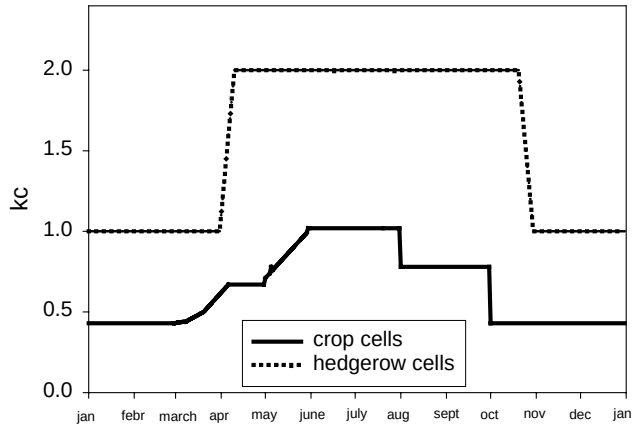


FIG 1 - Intra-annual evolution of the crop coefficient k_c on crop cells and on hedgerow cells.

2.3 Hedgerow network

2.3.1 Representation

Hedgerows are considered as an additional type of land-cover in the catchment. Two types of cells are therefore identified : crop cells and hedgerow cells. Hedgerow network is mapped in vector mode and must first be converted into raster mode. A hedge cell is a cell that is crossed by a hedge, when the vector map of the hedgerow network is superimposed to the DEM. Because this procedure involves an overestimation of the hedge density, the hedge pixel network was skeletonized. The size

of the cells allows to do such a transformation in a realistic way, because, according to Caubel et al. (2003), the hedge trees affect evapotranspiration within a 10 meter zone on both sides of the hedge.

2.3.2 Parameterization

Hedgerows are taken into account by considering the specific evapotranspiration function of the hedge trees. Information on hedge evapotranspiration in Brittany is limited. Additional information can be gathered from two perspectives : 1) tree hydraulic functioning in forested areas ; 2) Specificity of the functioning of an isolated tree as studied in agroforestry, or of the hedge tree. Basically, the evapotranspiration is driven for trees as for herbaceous vegetation. It depends on the one hand on the characteristics of the vegetation and on the other hand, on the environmental conditions : the climatic demand, the soil water availability and the soil water transfer characteristics.

2.3.2.1 Higher evapotranspiration capacity : intensity and period length

The evaporative demand of the atmosphere, i.e. the energy available for water evapotranspiration, is controlled by the net radiation and the advection. As compared with shorter vegetation, the absorption of incoming radiation by trees is more efficient thanks to their lowest albedo (Cosandey, 2001) and the development of their canopy. Second, the higher rugosity of tree vegetation increases air turbulence and enhances the aerodynamic transfer between the canopy and the atmosphere (Saugier, 1996). Trees have thus receive more available energy. Furthermore, the biological resistance of tree canopy to water exchange with the is less important than for herbaceous vegetation. Canopy resistance, or conversely canopy conductance, is controlled mainly by Leaf Area Index (LAI), and stomatal conductance (Granier et al., 2000). The stomatal conductance is higher for trees than for herbaceous vegetation, trees are told to be coupled with the atmosphere (ONF, 1999). Those factors have an influence on MET : kc value of hedge cells must be higher than kc of crop cells.

Temporal dynamic of MET is specific to the tree physiology. Tree stomatal conductance and thus tree AET change with the Leaf Area Index (LAI). For deciduous trees, leaf area is submitted to seasonal variations. Bréda and Granier (1996) measured bud-burst, LAI and transpiration of a 35-year-old Quercus petraea stand during five years in eastern France. They showed that transpiration increases in spring as soon as leaf expansion begin. The increase in evapotranspiration is linearly correlated with LAI until complete extension of the first flush. Eight days after the bud-burst, 80% of the maximal LAI was completed. We considered that hedge cells have a higher MET only during the vegetation period in spring and summer, when the deciduous trees of the bocage have leaves. In the rest of the time, we considered that trees have the same evapotranspiration capacity as grasslands.

In France, tree annual AET varies between 400 and 700 mm and AET during the growing season is equal to 80% of the PET (Saugier, 2001). Daily AET varies between 2 and 5 mm, depending on the species and on soil water availability (ONF, 1999). When the soil water availability is non-limiting, the forests AET is 1.1 to 1.25 the grasslands AET, and in case of a water deficit, the forests AET is 1.4 to 1.7 the grasslands AET (Kozlowski and Pallardy, 1997). Kedziora et al. (1989) performed a radiative budget to compare the AET of a forest to other land covers : they estimate that the difference between forest and meadow reaches 100 mm (forest : 582 mm ; meadow : 484

mm ; cultivated field : 492). Ryszkowski and Kedziora (1993) considered that isolated trees AET is highest than forest AET, since root development is less limited and advective air exchanges are enhanced. In Poland, they calculated, on the basis of the radiative balance at the landscape scale, that a windbreak hedge evaporates around 610 mm during the growing season against 500 mm for a meadow. For Guyot (1997), the hedge AET is twice to three times over a low land cover of a same area. Therefore, the k_c values considered in this study for hedge cells are :

– from the beginning of April to the end of October : $k_c = 2$, MET = 2PET
– from the beginning of November to the end of March : $k_c = 1$, MET = PET

The increase of kc in spring and decrease in autumn is progressive over a 10-days period, corresponding to leaf expansion and leaf fall.

2.3.2.2 Rooting and water extraction depth

As emphasized in the introduction, trees can take up water from soil water store deeper than grasslands and crops, because they have generally a deeper root system. Table 3 gives some root depths measured by different authors.

TABLE 3 - Literature review of tree rooting depths.

Vegetation	Conditions	Maximum rooting depth	References
Trees	Several climate conditions	-7.0 - -1.2 m	(Canadell et al., 1996)
Shrubs		-5.1 - -0.8 m	
Herbaceous plants		-2.6 - -0.1 m	
32-year old sessile oak (*Quercus petraea*)	Deep soils in north-eastern France	over -1.4 m	(Bréda et al., 1993)
100-year old oaks (*Quercus petraea and Q. robur*)	Brittany, western France	around -2 m	(Raimbault, 1990)

Water uptake depends partially on the root density and the root diameter. Trees use preferentially water from the superficial soil horizons, where the root colonization is more important, but the roots in the deeper horizons play a key role during dry periods (Rambal, 1984). Studying soil water dynamics in an oak stand in north-eastern France, Bréda et al. (1995) showed that the distribution of water uptake among the different soil layers changes during drought. Water is extracted from the deepest soil layers and capillary rise occurs after partial water depletion in the upper layers of the soil. In TNT2, the soil depth controls the depth of water extraction by vegetation. However, modifying drastically the soil depth in the hedge cells would cause some routing problems in the model. So, to express the capabilities for trees to extract water from deeper soil layers than herbaceous vegetation, the capillary rise is increased on the hedgerow cells. In the initial model, the capillary rise represents only a physical process : the water abstraction in the soil available water increases the water potential head and creates a capillary rise in the soil profile. The increase of the capillary rise in the hedge cells expresses in addition a biological process : the capacity to abstract water from the groundwater from the upper horizons. This additional biological abstraction still depends on the water table depth. The calculation of the capillary rise becomes, with b the parameter for biological extraction :

$$CR = Min\left(AET, \frac{kRC}{Water\,table\,depth^{s+b}}\right)$$

b empirically adjusted at 0.004.

2.3.2.3 Resistance to water stress

Because of the adaptation of the root system and of xylem sap transport, trees are able to maintain significance stomatal conductance and significant transpiration even during strong water stress (Bréda et al., 1993 ; Dougherty and Hinckley, 1981 ; Teskey and Hinckley, 1981). Granier et al. (2000) calculated canopy conductance from transpiration measured in 21 broaleaved and coniferous forest stands, under different climates. They showed that canopy conductance and transpiration decreased linearly when the soil available water is beyond 40% of its maximum capacity. Halldin et al. (1985) measured a decrease in oak stand transpiration when soil water content is beyond 40% too. To take into account the better resistance of the trees to the water stress than that of the herbaceous vegetation, EASW has been set higher in hedge cells than in the other cells. Since soil depth in the model underestimates soil water available for hedge trees, we considered that hedge transpiration is reduced when the soil available water is beyond 75% of its maximum capacity, i.e. 121.5 and 123 mm, respectively in well-drained and in waterlogged soils :

$$EASW = 0.75.MaxASW$$

2.3.3 "Validation" : impact of the modifications operated on hedgerow cells

To validate the values chosen for the parameters on hedgerow cells, we have considered the AET and the dynamics of the different compartments for hedge cells situated in the bottomland and compared them with the results from Caubel (2001) which are obtained in similar climate and geomorphology context. There is a delay in the filling up of the soil available water content between the situations with hedge and without hedge (figure 2). We have quantified the additional amount of effective rainfall (P - AET) necessary to filling up the soil water content in cells with hedges and without hedge. Additional effective rainfall in the situation with hedges is comprised between 60 and 120 mm in 1999-2000.

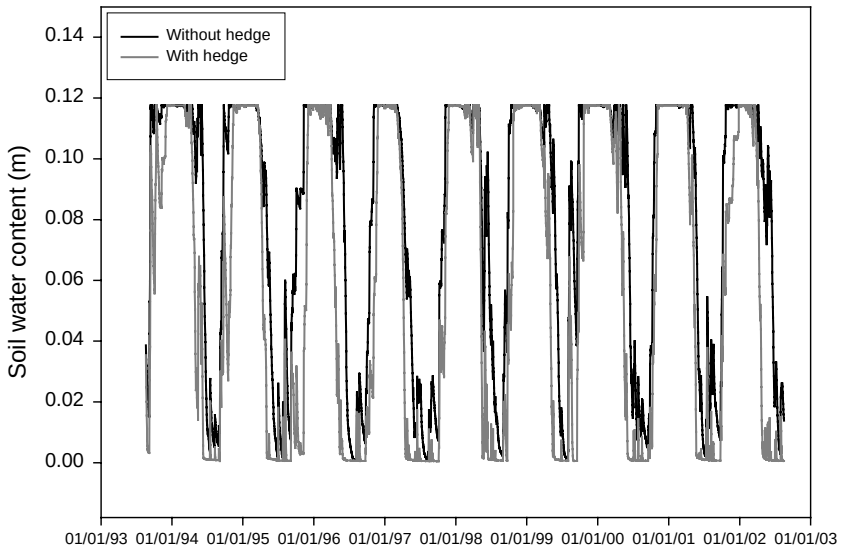


FIG 2 - Dynamics of soil available water in cell 7 with hedges and without hedges.

2.4 Simulations

The model was applied to a serie of 8 hydrological years from 20 August 1994 to 20 August 2002. The climate data were obtained using an automatic weather station. Climate is contrasted during this period (table 4), with an annual rainfall ranging from 585 to 1324 mm. The observed discharge and simulated one without hedges is shown in figure 3. The characteristics (density, distribution in the soil domains) of hedge networks used in the following simulations are summarized in table 5.

TABLE 4 - Annual rainfall and PET during the simulation period from August 1994 to August 2002. The hydrological year begins on 20^{th} August.

Hydrological year	Rainfall (mm)	Penman PET (mm)
1994-95	1040	735
1995-96	679	698
1996-97	548	680
1997-98	847	688
1998-99	883	697
1999-00	916	669
2000-01	1324	699
2001-02	659	701

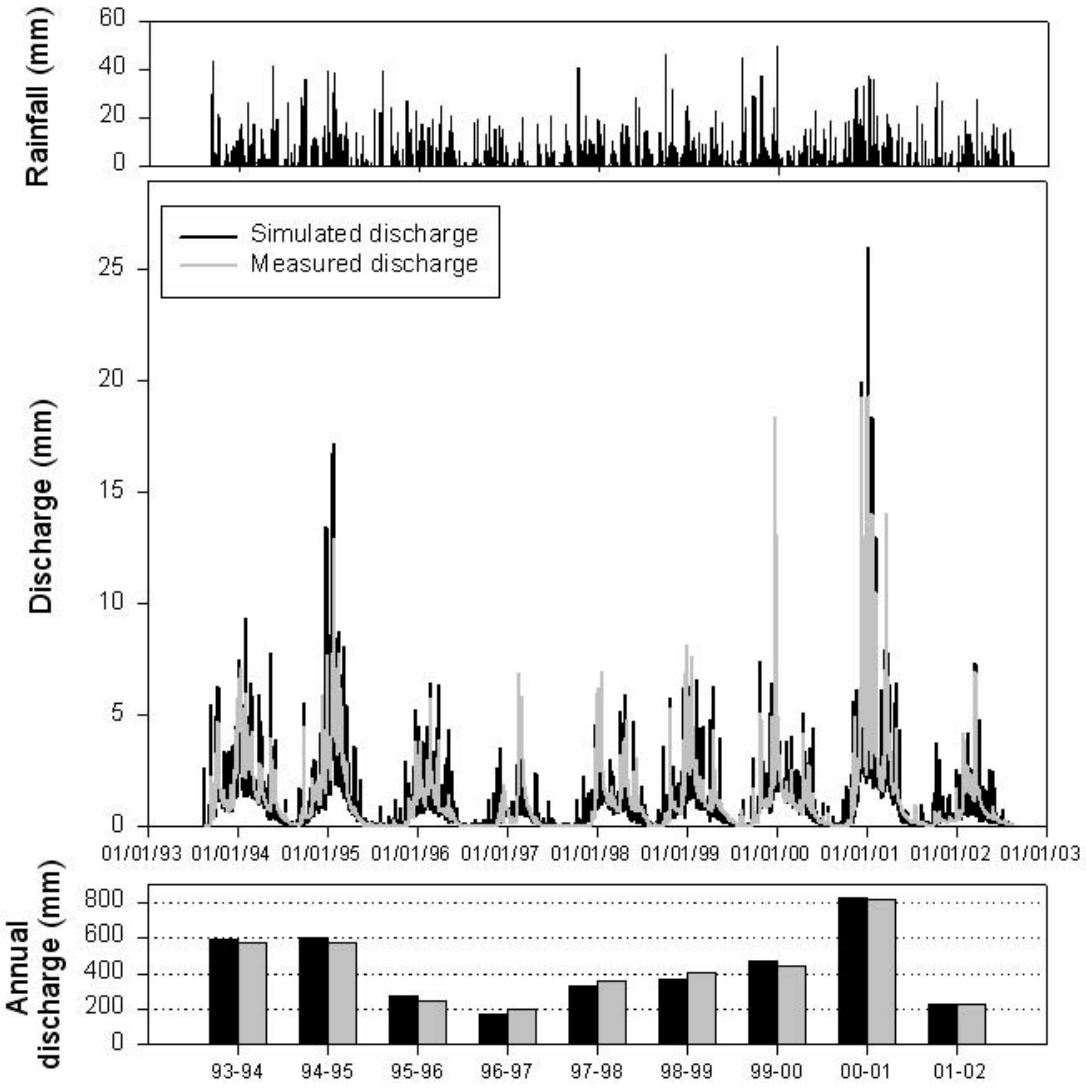


FIG 3 - Rainfall, observed and simulated discharges during the simulation period.

TABLE 5 - Characteristics of the hedgerow networks used in the simulations.

	Catchment area covered by hedges (%)	Waterlogged soil area covered by hedges (%)	Bottomland area covered by hedges (%)
Hedges 2000, 27 $m.ha^{-1}$	6.3	9.4	6.8
Hedges 1948, 60 $m.ha^{-1}$	14.3	18.1	20.2
Simulation 100 $m.ha^{-1}$	21.6	from 23.0 to 23.9	from 21.9 to 26.0
Simulation 200 $m.ha^{-1}$	38.5	from 40.1 to 42.4	from 40.1 to 42.4
Simulation 38 $m.ha^{-1}$ in bottomland	8.3	from 14.1 to 15.6	from 21.5 to 23.0
Simulation 38 $m.ha^{-1}$ in hillslope	8.3	from 5.1 to 7.1	0
Simulation 60 $m.ha^{-1}$ in bottomland	12.5	from 22.0 to 22.8	from 33.7 to 34.9
Simulation 60 $m.ha^{-1}$ in hillslope	12.5	from 7.5 to 9.1	0

2.4.1 Past and current hedgerow networks

The hedge density was 60 $m.ha^{-1}$ in 1948, i.e. 14.3 % of hedge cells, expressed in number of hedge-cells over the number of catchment cells, and 27 $m.ha^{-1}$ in 2000, i.e. 6.3 %. These networks correspond to the lowest densities of all the simulations.

2.4.2 Application to dense simulated hedgerow networks

Two hedge densities have been chosen : 100 and 200 $m.ha^{-1}$ (respectively 21.6 and 38.5 % hedge cells). The first one corresponds to the highest densities currently encountered in Brittany (especially in Central Brittany), the second one is an extreme case, no more found in actual catchments, to assess the upper limit of the hedge effect. Hedges are randomly distributed along the field margins, and isolated hedge cells are avoided. The procedure was coded using ARCVIEW 3.2© GIS software. Fields existing in 2000 are divided to obtain more fields and numerous field margins. Five hedge networks are simulated for each density. The results are analyzed through the mean and the standard deviation of the 5 repetitions.

2.4.3 Simulated hedgerow networks with different topographical distribution

The hypothesis tested here is that the root of the trees located downslope can reach the water table more frequently than upslope, and so have a stronger influence on the catchment water balance. When the hedge tree roots reach the water table, the tree AET depends only on the PET and on the Leaf Area Index (Cermak and Prax, 2001). Following Gascuel-Odoux et al. (1998), the downslope domain was define as all the points with an altitude less than 4 meters higher than the closest river network point. Second, for a constant density of hedges in the whole catchment, two networks were created, one exclusively located inside the downslope domain and the other exclusively located outside this domain. As previously, the hedges were randomly located on the field margins inside each zone. The field margin is considered as part of the downslope domain at least 80 % of the hedge

cells are in this zone. The effect of two densities was assessed, 38 $m.ha^{-1}$ and 60 $m.ha^{-1}$ (respectively 8.3 and 12.5 % of hedge cells). Five networks were simulated for each zone and each density.

2.4.4 Analysis of the model outputs

In this analysis, the results for the situation with hedges were systematically compared with the situation without hedges, at the cell or at the catchment scale.

2.4.4.1 Impact of hedges at the local scale

The local scale - i.e. the pixel scale - were used to compare the results of the model to the actual data proposed by Caubel et al. (2003). Twenty cells, corresponding to hedges existing in 1948 and 2000 were identified. They are located in different topographic positions (table 6), as defined by the topographic index proposed by Beven et Kirkby and modified by Gascuel-Odoux et al. (1998). In this approach, the topographic index, Itop, defined as the logarithm of the ration between the upslope drainage area and the local slope, represents the wetness distribution in the catchment. Itop varies between -1.34 and 9.85 in Kervidy catchment, the higher values representing the wetter locations, in the bottomland (figure 4).

TABLE6 - Location of the hedge cells chosen for the assessment at the local scale.

N^o	X	Y	Topographic index (*Itop*)
1	65	136	0.70
2	47	79	0.78
3	48	56	1.18
4	30	111	1.25
5	69	152	1.42
6	112	78	1.68
7	48	41	1.72
8	50	148	1.97
9	77	128	1.99
10	85	109	2.07
11	62	55	2.38
12	44	60	2.41
13	66	97	2.64
14	73	108	2.67
15	72	40	3.10
16	75	56	3.61
17	32	91	4.06
18	89	55	4.45
19	112	91	5.16
20	35	137	5.95

The water dynamics of the cells (water table, capillary rise, soil available water, AET) are compared for three conditions : the cell without hedges, the catchment with the 1948 and 2000 networks. The objective is to assess the effect of the hedge at the local scale, and the impact of the whole network on a single hedge.

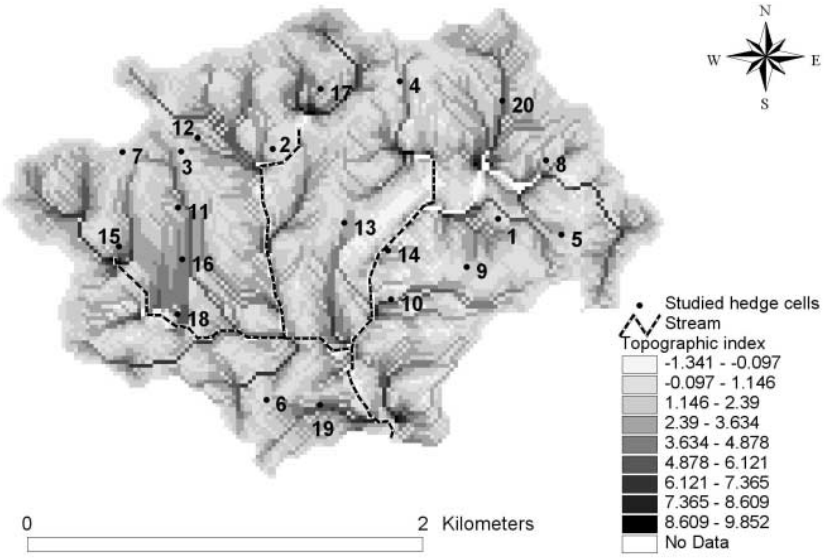


FIG 4 - Distribution of the topographic index (*Itop*)in Kervidy catchment and location of the studied hedges.

2.4.4.2 Impact of hedges at the catchment scale

The variables of interest are the annual discharge at the outlet and the annual AET.

3 Results

3.1 Impact of the density of the hedge network at the catchment scale

The additional water uptake with hedge (AET with hedge - AET without hedge) increases with the hedgerow density (figure 5). The relationship between additional uptake in the catchment with hedges and rainfall amount increases up to 900 mm of rainfall and then levels off. This trend is not significant for the lowest hedgerow density. The maximum difference with catchment without hedge is observed for rainy years : the maximum additional uptake is 27, 59, 85 and 146 mm, respectively for 27, 60, 100 and 200 $m.ha^{-1}$ hedge density. The standard deviation between the five repetitions for 100 and 200 $m.ha^{-1}$ is low : the difference in the spatial distribution of hedgerow networks between the repetitions has not a significant effect on the annual AET. At most, in the case of dense hedgerow network and wet years, the additional uptake by the hedges represents 30% of the AET without hedges.

The mean inter-annual depletion of the discharge is 24.2, 52, 73.8 and 126.8 mm for 27, 60, 100 and 200 $m.ha^{-1}$, respectively. The trends are best seen when expressed in relative values (D with hedges - D without hedges) / D without hedges) (figure 6). The relative effect of the hedgerow

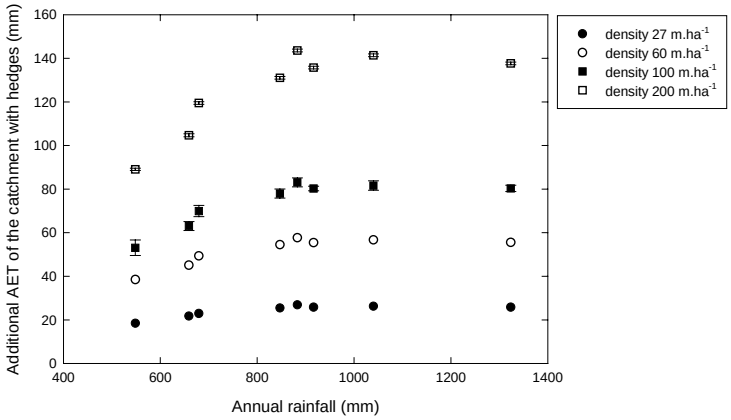


FIG 5 - Additional annual water uptake in the catchment with hedges as compared with the catchment without hedges. For the 100 $m.ha^{-1}$ and 200 $m.ha^{-1}$ densities, means and standard-deviations are calculated for 5 repetitions.

on the discharge is the highest for the driest years (up to 52% for a 200 $m.ha^{-1}$ density and 548 mm of rainfall). The difference between the four densities is also the highest for the driest years. As previously stated, the relationship shows two parts : a rapid decrease until the annual rainfall amount reaches 900 mm, then a slower decrease. The mean water table depth is generally the same in winter with or without hedges. However, during the driest years (1995, 1996, 1997), the water table of the catchment with a 200 m.ha-1 density remains deeper than the water table of the catchment without hedge at the end of the winter.

3.2 Impact of the location of hedges

3.2.1 Results at the cell scale

We have checked the influence of the catchment hedgerow density on cell response by comparing cells belonging both to the 1948 and 2000 hedgerow networks : since no differences were observed between the 2 densities, we only discuss the results obtained with the simulation with the 2000 network in the following paragraphs. Figure 7 shows the dynamics of AET and water table for two cells, one situated in the hillslope and the second one in the downslope domain. The hedge effect superimposes on the topographic effect, giving a complex pattern that is detailed in the following paragraphs.

3.2.1.1 AET

To understand specifically the role of the topographic position of the hedge on AET, the first thing to do is to analyze the effect of the topographic position on AET without hedge at all. This was

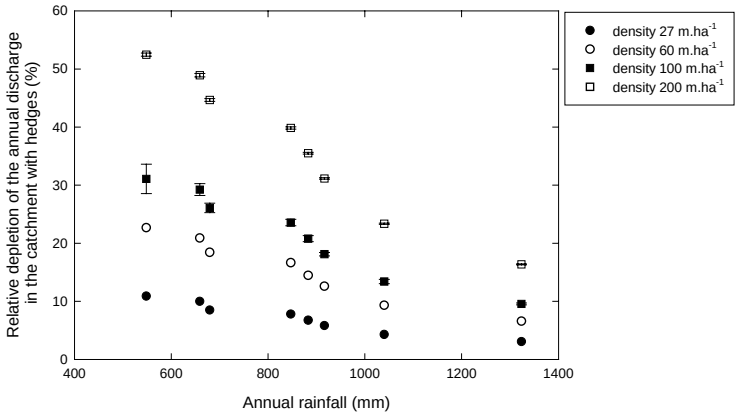


FIG 6 - Relative difference in the annual discharge in the catchment with hedges as compared with the catchment without hedges. For the 100 $m.ha^{-1}$ and 200 $m.ha^{-1}$ densities, means and standard-deviations are calculated for 5 repetitions.

done by plotting AET versus the topographic index Itop for cells without hedge for three contrasted years (figure 8). The AET increases with Itop for the three years ; when Itop is over 4, AET is always equal to MET, indicating that in these cells the water table is always reachable. This trend is the clearest for the driest year, where a strong water stress limits AET in spring and summer (figure 8b). For the two other years, the difference between uphill and downhill AET is less marked and some points with Itop higher than 4 reach MET, indicating that spring and summer precipitations have limited the soil moisture deficit (figures 8a and 8c). This is especially true for 2001-2002, although the annual rainfall amount is less than in 1994-1995, indicating that the distribution of the precipitations during the year is more important that the overall amount.

When there is a hedge in the cell, the topographic effect on AET is considerably amplified. To show this, the additional water uptake due to the hedge, i.e. the difference between AET with hedge and AET without hedge, has been plotted versus Itop (figure 9).

The additional water uptake with hedges increases linearly and steadily with Itop : in 1994-95 the additional annual AET with hedges is 300 mm for the lowest Itop and 780 mm for the highest one. For high Itop values and wet years, the cell AET is multiplied by 1.5 by the presence of a hedge. The difference between dry and wet years is the most important when the Itop value is low : the difference in additional AET between 1994-95 (wet year) and 1996-97 (dry year) is between 150 and 170 mm in the cells with a low Itop and less than 100 mm for the highest index values. This shows that the groundwater is reachable by the tree roots during wet years even in the upslope cells.

3.2.1.2 Water table fluctuation

The range of variation of the water table depth has been calculated for the different hydrological

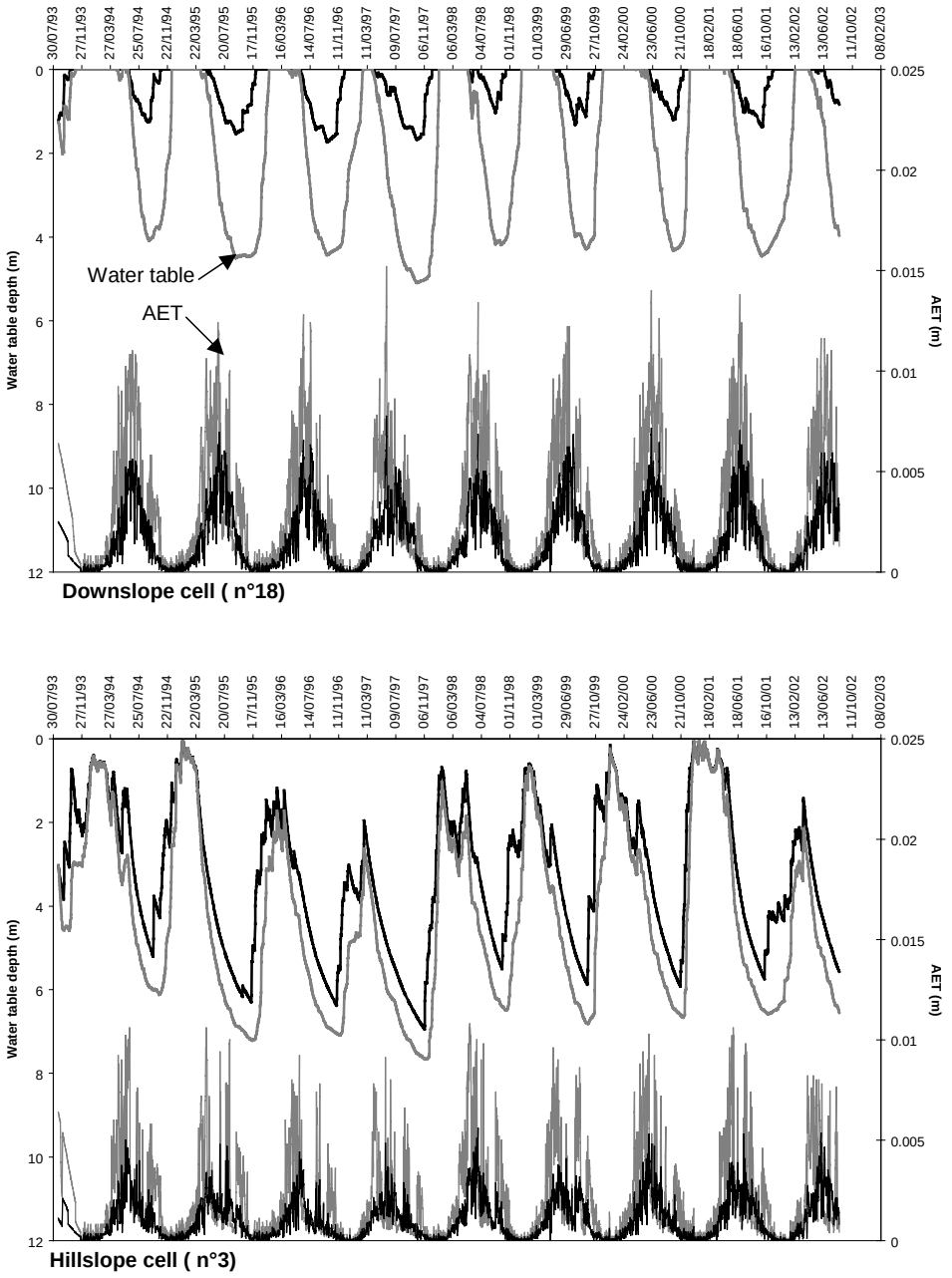


FIG 7 - Dynamics of the water table and AET for an upslope and a downslope cell, with hedge (grey lines) and without hedge (black lines).

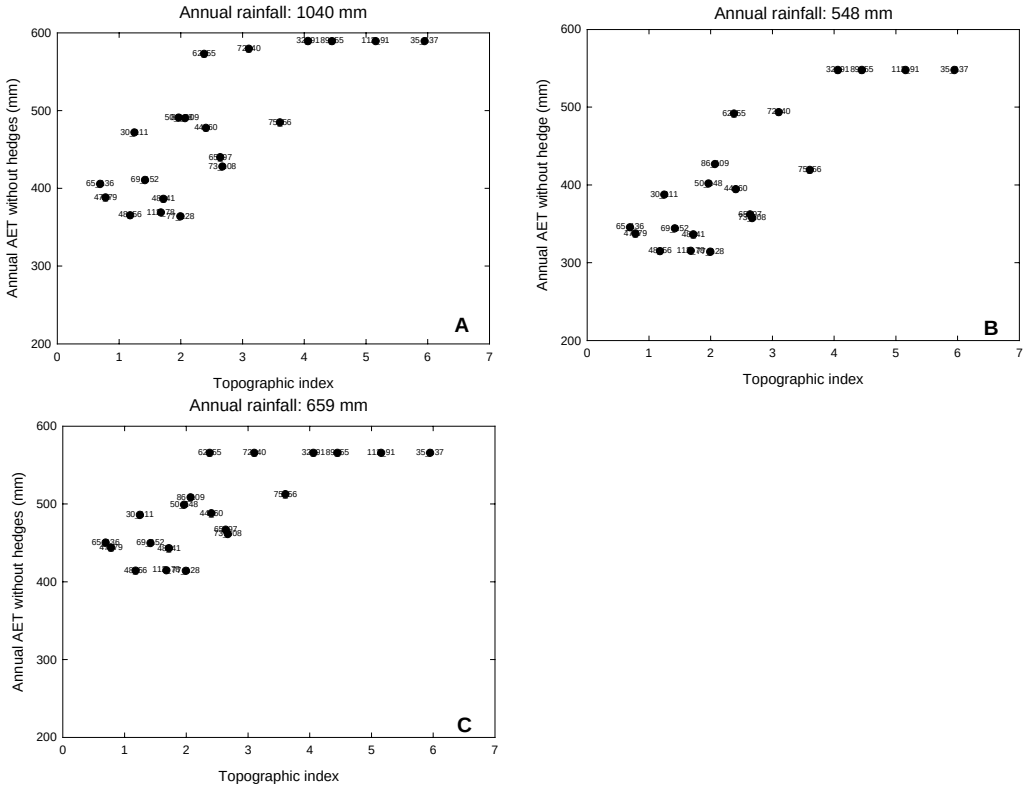


FIG 8 - Annual AET in the cells without hedges for three years with contrasted rainfall : 1994-95 (1040 mm), 1996-97 (548 mm) and 2001-02 (659 mm).

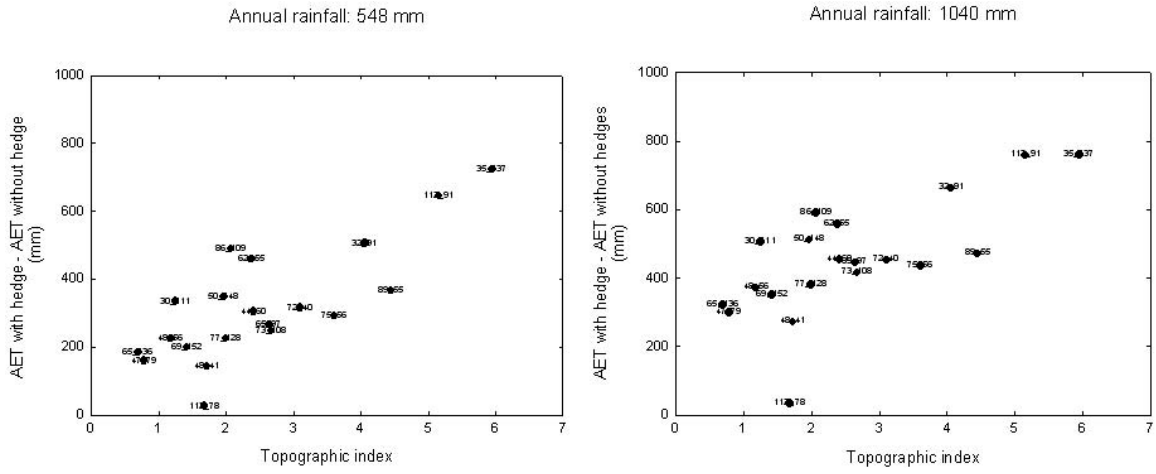


FIG 9 - Additional annual AET in the cells with hedges as compared with the same cells without hedges for 548 and 1040 mm annual rainfall.

years, with and without hedges. The variation is the highest -up to 8 meters - in the upslope cells (Figure 10). Figure 7 shows the dynamics of AET and water table for two cells, one situated in the hillslope and the second one in the downslope domain. The effect of hedges on the water table depth is more important in the downslope cells, with a high Itop : the water table depth may be 3.0 m deeper in a cell with hedge as compared with the same cell without hedge during the wettest year. The difference in hedge effect on water table depth between wet and dry years is more important for upslope cells. A cumulative effect of hedge AET on water table depth is observed for the dry years (1995, 1996, 1997) (Figure 8).

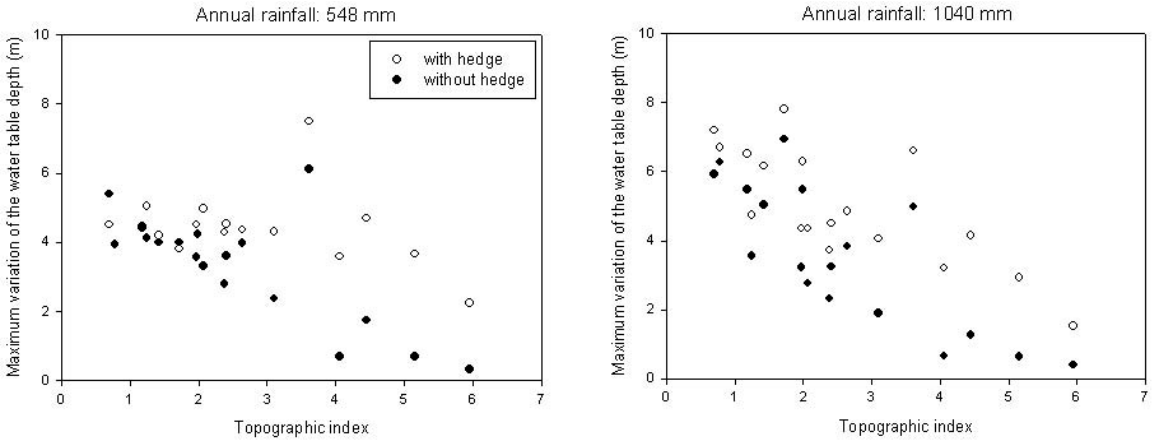


FIG 10 - Maximum annual variation of the water table in the cells with hedges as compared with the same cells without hedges for 548 and 1040 mm annual rainfall.

3.2.2 Results at the catchment scale

The mean additional water uptake for the whole period is the greatest for the 60 m.ha-1 density and when the hedges are located downslope (51 $mm.year^{-1}$). It decreases with the density (34 mm for the 38 $m.ha^{-1}$ density and downslope location), but in average, the difference between the two types of location is not very high, the mean additional AET for the upslope location being 42 mm 28 mm for the high and low density networks, respectively. Additional uptake in the catchment with hedges increases with annual rainfall (Figure 11) up to 900 mm and then levels off. The maximum difference with the catchment without hedges is observed for the rainy years : for the density of 38 m.ha-1, the maximum additional uptake is 36 and 31 mm, respectively, for the downslope and upslope location ; for 60 $m.ha^{-1}$, the maximum additional uptake is 57 and 48 mm, respectively for the downslope and upslope location. At the opposite, for a given density, the difference between the locations is greater for the dry years than for the rainy ones (9 and 3.5 mm respectively for 38 $m.ha^{-1}$ and 14 and 6 mm respectively for 60 $m.ha^{-1}$). The standard deviations for the five repetitions are low.

The relative depletion of the annual discharge decreases when annual rainfall increases (Figure 12). For 38 $m.ha^{-1}$, the maximum relative depletion observed for 548 mm rainfall is of 16.2%

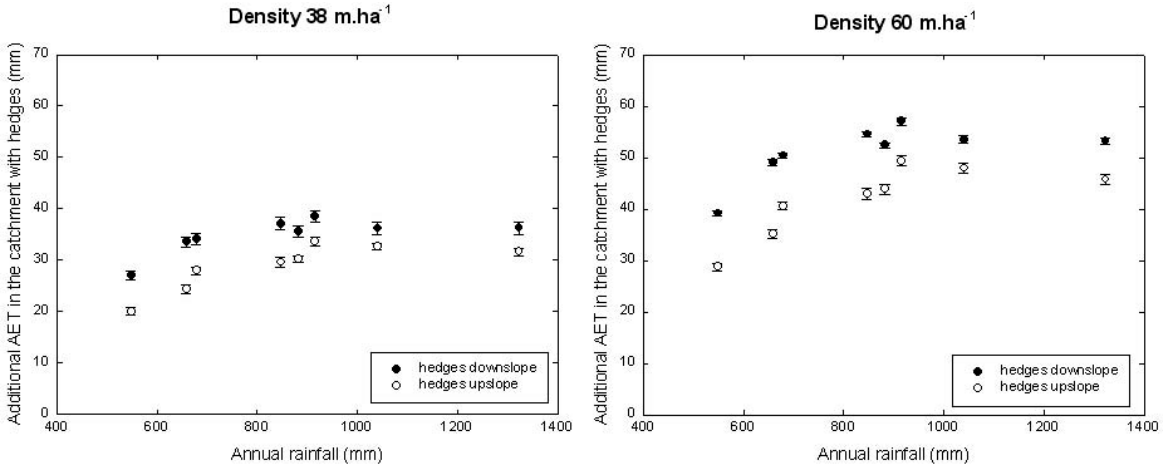


FIG 11 - Mean additional water uptake in the catchment with hedges as compared with the catchment without hedges for two locations of hedges (hillslope and downslope) and two desnities (38 and 60 $m.ha^{-1}$). Means and standard-deviations are calculated for 5 repetitions.

while it is 23 % for 60 $m.ha^{-1}$. During the rainiest years there is almost no difference between the discharge for the different locations. The effect of a 38 $m.ha^{-1}$ hedgerow network located in the downslope domain is fairly similar to the effect of a 60 $m.ha^{-1}$ hedgerow network located in the hillslope domain. The results of the 1948 network (density 60 $m.ha^{-1}$) are closer to the 60 $m.ha^{-1}$ downslope network than to the upslope network (figure 6 and 12).

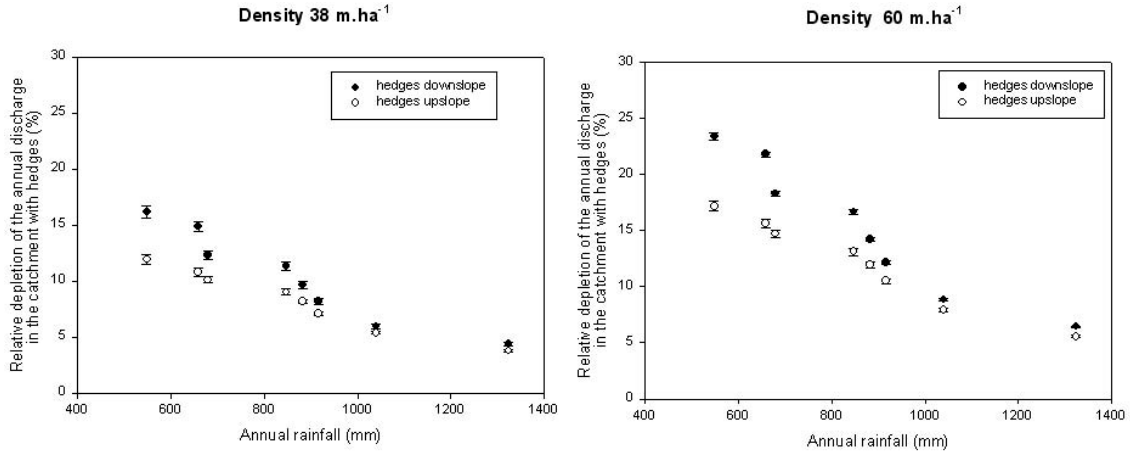


FIG 12 - Mean relative depletion of the annual discharge in the catchment with hedges as compared with the catchment without hedges for two locations of hedges (hillslope and downslope) and two desnities (38 and 60 $m.ha^{-1}$). Means and standard-deviations are calculated for 5 repetitions.

4 Discussion

4.1 Influence of hedges on catchment hydrology

The parameters used for hedges AET were derived from general literature information, and in this model, AET is described in a simple way. However, the seasonal dynamics of soil water content in hedge cells is coherent with the observations from Carnet (1978) and Caubel et al.(2003) in the vicinity of observed hedges. A validation with direct measurement remains to be done, for example by sap flow measurement on hedge trees in different climate conditions and topographic situations. The additional depletion of the groundwater level modeled under the hedges during summer generally disappears in one month at the beginning of the rainy season. However, for the driest years, the depletion remains through the winter and can cumulate beyond the year. This seems quite exceptional in the regional situation. The hedge impact is therefore different from that observed in semi-arid climate : in Australia, Tuteja et al. (2003) observed an interannual depletion of groundwater after increasing the current remnant native woody vegetation with additional tree cover, for a 750 mm mean annual rainfall and a 1550 mean annual PET. This tree impact allows to consider tree cover as a management tool for groundwater. In Brittany, the small size of the groundwater with a dynamic at the hillslope scale, the relatively high permeability of reservoirs and the humid temperate climate involve that the hedge impact remains mainly annual.

Hedges lead to the reduction of low-flow in stream water in summer and autumn and consequently the reduction of the annual discharge. The impact on stream flow, by a simple balance effect, highly depends on the precipitation amount, with a very significant effect for the dry years : even for the lowest hedge density (27 $m.ha^{-1}$), the annual streamflow depletion reaches 10 %. The increase of discharge in autumn at the beginning of the rainy period is not delayed by hedges. Previous observations show an additional depletion of the water table due to the hedges, specifically downslope. This should logically involve a time lag for the water flow resume in autumn, the longer when the hedgerow network is denser and the period is drier. In other respects, the comparison of the actual stream flow to the simulated one, when the hedge effect is not taken into consideration (figure 3) shows that simulated streamflow resumes more rapidly than the observed one in autumn for the driest periods (1997, 1998). We could have assumed that this too rapid response of the catchment to precipitation is due to the hedge effect not being taken into account. However, taking into account the evapotranspiration effect of hedges does not improve significantly the streamflow simulation for this particular period. This can be explained when considering one main assumption of the model that the groundwater hydraulic gradient is constant and equal to the topographic slope. Therefore, the inversion of the hydraulic gradient observed between the hedge and the river network, due to the depletion of the groundwater level by root water uptake under the hedge close to the river, cannot be simulated by the model. The model cannot reproduce the time lag, that is a direct consequence of this inversion. The impact of hedges on the time lag when the stream flow resumes in autumn has to be modeled with a model relaxing this assumption.

4.2 Effect of hedges spatial distribution

The density of hedge network is clearly the primary factor that influences the water balance at the catchment scale. Some modalities as a 200 $m.ha^{-1}$ density may not be understood as a possible management choice, but as a hypothetical maximum range. Such a density, locally observed at the apogee of the bocage landscape around 1950, is incompatible both with current or future agricultural production systems and with an optimal water management. The location of the hedges appears also to be an important factor that enhances the water abstraction by trees. This has been emphasized both at the local scale by comparing the effect of the location of hedge cells or at the catchment scale by comparing two contrasted situations. Hedges situated in the bottomland are likely to have a greater impact on the hydrology of catchments with impermeable bedrock and a shallow groundwater. Here again, the simulation results should be confronted to actual observations of relationship between water table depth and root water uptake for the different hedge tree species.

4.3 Impact of climate on hedge effect

Impact of climate on hedge effect The effect of the climate conditions has been detailed. For the dry years, the additional annual water uptake due to the hedges is lower than for the wet years. Conversely, the impact of the location of the hedge network, in the bottomland versus the hillslope is clearer for the dry periods than for the wet ones. This is due to the water table variation being greater uphill than downhill, making the groundwater unreachable to the roots uphill during drought. For all the results analyzed, a threshold limits the influence of the annual rainfall amount. While the correlation between the different variables and the rainfall amount is clear between 500 and 900 mm, no more trend is observed after this threshold : with these large amounts of rainfall, the climatic demand is probably completely satisfied, at least for the observed range of groundwater level and soil water content.

5 Conclusion

This study is a first, simple approach of the impact of hedges and their spatial distribution on the hydrology of a small temperate rural catchment. The interest of this work is to take into account the spatial interactions in the catchment and to compare different scenarios of hedge organization. Considering the lack of precise information on the hedge evapotranspiration in the region and the simplifying assumptions adopted in this modeling exercise, the results presented here gives only trends and orders of magnitudes of the hedge effect. The next step is to validate the results with field observations of hedge evapotranspiration in contrasted topographic locations. The management issues of hedges in Brittany consider currently three types of hydrological hedge effects : hedges parallel to contour lines are barriers against the water erosion ; they regulate surface runoff and limit floods of high frequency ; they help preserving the water quality. Considering hedge influence on subsurface flow reinforces the latter two aspects : the surface runoff in this temperate area is

mainly due to soil saturation and not to high rainfall intensity. Floods depend mainly on the soil saturation. Besides the impact of hedges in limiting the flood with high frequency, hedges could have an impact in limiting the period with a surface runoff hazard, especially when discharge resumes in autumn. The second aspect is the consequences on water quality. As shown by Caubel (2001) and Auclair and Dupraz (1999), isolated and hedge trees are efficient nitrogen pumps, as much as they abstract water from the groundwater. Current results converge to incite to the conservation, rehabilitation or installation of hedges in the downslope part of the hillslopes, where the efficiency is reinforced.

References

Andréassian, V., 2002. Impact de l'évolution du couvert forestier sur le comportement hydrologique des bassins versants, Université de Paris VI, 260 p.

Angima, S.D., Stott, D.E., O'Neill, M.K., Ong, C.K. and Weesies, G.A., 2002. Use of calliandra napier grass contour hedges to control erosion in central Kenya. Agriculture Ecosystems and Environment, 91 : 15-23.

Auclair, D. and Dupraz, C., 1999. Agroforestry for sustainable land-use. Forestry science, 60. Kluwer Ac. Pub., 272 p.

Aussenac, G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate : ecophysiological aspects and consequences for sylviculture. Annales of Forestry Science, 57 : 287-301.

Baudry, J. and Jouin, A., 2003. De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. INRA, Paris, 435 p.

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Aurousseau, P. and Cotteret, G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. Hydrological Processes, 16 : 493-507.

Beschta, R.L., Pyles, M.R., Skaugset, A.E. and Surfleet, C.G., 2000. Peakflow responses to forest practices in the western cascades of Oregon. Journal of Hydrology, 233 : 102-120.

Beven, K. and Kirkby, M.J., 1979. A physically based variable contributing area model basin hydrology. Hydrological Science Bulletin, 24(1) : 43-69.

Bréda, N., Cochard, H., Dreyer, E. and Granier, A., 1993. Water transfer in a mature oak stand (Quercus petraea) : seasonal evolution and effects of a severe drought. Canadian Journal of Forest Research, 23 : 1136-1143.

Bréda, N. and Granier, A., 1996. Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (Quercus petraea). Annals of Forest Science, 53 : 521-536.

Bréda, N., Granier, A., Barataud, F. and Moyne, C., 1995. Soil water dynamics in an oak stand. Plant and Soil, 172 : 17-27.

Burgess, S.O.O., Adams, M., Turner, N.C. and Ong, C.K., 1998. The redistribution of soil water by tree root systems. Oecologia, 115 : 306-311.

Burgess, S.O.O., Adams, M., Turner, N.C., White, A. and Ong, C.K., 2001. Tree roots : conduits for deep recharge of soil water. Oecologia, 126 : 158-165.

Calder, I.R., Reid, I., Nisbet, T.R. and Green, J.C., 2003. Impact of lowland forests in England on water resources : application of the hydrological land use change (HYLUC) model. Water Resources Research, 39(11) : 1319.

Caldwell, M.M., Dawson, T.E. and Richards, J.H., 1998. Hydraulic lift consequences of water efflux from the roots of plants. Oecologia, 113 : 151-161.

Canadell, J. et al., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia, 108 : 583-595.

Carnet, C., 1978. Étude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne : une approche du rôle du bocage, Université de Rennes 1, UER Sciences biologiques.

Caubel, V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur la dynamique de l'eau et des solutés à son voisinage, INRA, Rennes France, 159 p.

Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P. and Grimaldi, M., 2003. Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. Hydrological Processes, 17 : 1811-1821.

Cermak, J. and Prax, A., 2001. Water balance of a southern Maravian floodplain forest under natural and modified soil water regimes and its ecological consequences. Annals of Forestry Science, 58 : 15-29.

Cheverry, C., 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. INRA, Paris, 297 p.

Cosandey, C., 2001. Conséquences des forêts sur l'écoulement annuel des cours d'eau. In : SHF (Editor), Forêt et Eau. Colloque d'Hydrotechnique, 168ème session du Comité Scientifique et Technique, Nancy (France), 26-28 septembre 2001, pp. 61-72.

De Jong, E. and Kowalchuk, T., 1995. The effect of shelterbelts on erosion and soil properties. Soil Science, 159 : 337-345.

De Montard, F.X., Rapey, H., Delpy, R. and Massey, P., 1999. Competition for light, water and nitrogen in an association of hazel (Corylus avellena L.) and cocksfoot (daactylis glomerat L.). Agroforestry Systems, 43 : 135-150.

De Parcevaux, S. and Guyot, G., 1980. Bioclimatologie et aménagement du bocage. Bulletin Technique d'Information (FRA), 353/355 : 631-656.

Dougherty, P.M. and Hinckley, T.M., 1981. The influence of a severe drought on net photosynthesis of white oak (Quercus alba). Canadian Journal of Botany, 59 : 335-341.

Dupraz, C., Didon, J.F. and Lelong, F., 1986. Effet de la végétation sur le bilan hydrologique et sur les bilans hydrochimiques. Exemple des bassins comparatifs du Mont-Lozère. In : S.H.d. France (Editor), XIXème Journées de l'hydraulique, Paris, pp. 1-9.

Durand, P. and Juan Torres, J.L., 1996. Solute transfer in agricultural catchments : the interests of mixing models. Journal of Hydrology, 181 : 1-22.

Eastham, J., Rose, C.W., Cameron, D.M., Rance, S.J., Talsma, T. and Carles-Edwards, D.A.,1990. Tree/pasture interactions at a range of three densities in an agroforestry experiment. Water uptake in relation to rooting patterns. Australian Journal for Agronomy Research, 41 : 697-707.

Gascuel-Odoux, C., Merot, P., Crave, A., Gineste, P., Taha, A. and Zhang, Z., 1998. Les zones

contributives de fond de vallée : localisation, structure et fonctionnement hydrodynamique. In : C. Cheverry (Eds), Agriculture intensive et qualité des eaux, Paris, pp. 129-142.

Granier, A., Lousteau, D. and Bréda, N., 2000. A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availibility and leaf area index. Annals of Forestery Science, 57 : 755-765.

Guyot, G., 1997. Climatologie de l'Environnement, de la plante aux écosystèmes. Masson, Paris, 505p. Guyot, G. and Seguin, B., 1975. Influence du bocage sur le climat d'une petite région. In : C. INRA, ENSA et Université de Rennes (Editor), Les bocages, histoire, écologie, économie, pp. 121-130.

Halldin, S., Saugier, B. and Pontailler, J.-Y., 1985. Evapotranspiration of a deciduous forest : simulation using routine meteorological data. Journal of Hydrology, 75 : 323-341.

Hillel, D., 1980. Applications of soil physics. Academic Press, New York, 385 p.

Hornung, M., Roda, F. and Langan, S.J., 1990. A review of small catchments studies in western Europe producing hydrochemical budgets. Air Pollution Research Report, 28.

Kedziora, A., Oleijnik, J. and Kapuscinski, J., 1989. Impact of landscape structure on heat and water balance. Ecol. Intern. Bul., 17 : 1-17.

Kozlowski, T.T. and Pallardy, S.G., 1997. Physiology of woody plants. Academic Press.

Mayus, M., Van Keulen, H. and Stroosnijder, L., 1999. Analysis for dry and wet years with the WIMISA model of tree-crop competition for windbreak systems in Sahel. Agroforestry Systems, 43 : 203-216.

Merot, P., 1978. Bocage et eau Tome 1. Le bocage en Bretagne granitique. Une approche de la circulation des eaux. PhD thesis Université de Rennes, 199p.

Merot, P., 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. Agronomie, 19 : 655-669.

Mette, R. and Sattelmacher, B., 1994. Root and nitrogen dynamics in the hedgerow - field interface. Consequences for land-use management., 7th International Symposium. of CIEC. Agroforestry and land-use change in industrialized nations, Berlin, Humbolt University, pp. 275-284.

Molénat, J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrates dans un bassin versant agricole. Étude expérimentale et modélisation, Université de Rennes 1, 272 p.

Molénat, J., and Gascuel-Odoux, 2002. 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.

ONF, 1999. L'eau et la forêt. Bulletin technique de l'ONF, nř special, 37, 235 p.

Rambal, S., 1984. Water balance and pattern of root water uptake by a Quercus Coccifera L. evergreen scrub. Oecologia : 18-25.

Richard, D., 2001. Forêts et crues. In : Société hydrotechnique de France (Eds), Forêts et eau. Colloque d'Hydrotechnique, 168ème session du Comité Scientifique et Technique, Nancy, 26-28 sept 2001, pp. 107-114.

Robinson, M., 1998. 30 years of forest hydrology changes at Coalburn ; water balance and extreme flows. Hydrology and Earth Systems Sciences, 2 : 233-238.

Ryszkowski, L. and Kedziora, A., 1993. Energy control of matter fluxes through land-water ecotones in an agricultural landscape. Hydrobiologia, 251 : 239-248.

Saugier, B., 1996. Evapotranspiration des prairies et des cultures. CR de l'Académie de l'Agriculture Française, 8 : 133-153.

Saugier, B., 2001. Comment les forêts contrôlent-elles le cycle de l'eau ?, Forêt et Eau : colloque d'hydrotechnique, 168ème session du comité scientifique et technique. Société Hydrotechnique de France, Nancy, pp. 3-10.

Schroth, G., 1999. A review of belowground interactions in agroforestry, focusing on mechanisms and management options. Agroforestry Systems, 43 : 5-34.

Teskey, R.O. and Hinckley, T.M., 1981. Influence of temperature and water potential on root growth of white oak. Physiologia Plantarum, 52 : 363-369.

Tuteja, N. et al., 2003. Predicting the effects of land-use change on water and salt balance - a case study of a catchment affected by dryland salinity in NSW, Australia. Journal of Hydrology, 283 : 67-90.

Van Nookdwijk, M. and Lusiana, B., 1999. A model of water, nutrient and light capture. Agroforestry Systems, 43 : 217-252.

9.3 Conclusion

Ce travail constitue une première approche de modélisation du rôle des haies, qui permet de poser facilement les hypothèses et de tester rapidement différentes structures de réseaux bocagers. Il montre d'une part l'influence de la densité de haies et de leur position topographique, d'autre part la modulation du rôle des haies en fonction des conditions climatiques.

Les résultats doivent cependant être interprétés avec précaution et ne doivent pas être considérés comme une évaluation quantitative de l'influence des haies.

Tout d'abord, compte tenu du manque de données bioclimatologiques précises, l'évapotranspiration des haies, qui est à l'origine de leur rôle tampon, y est modélisée de façon simple. Il s'agit de résultats à valeur qualitative, qui permettent de hiérarchiser des simulations. Pour avoir une signification quantitative, ils doivent être validés, par exemple par des mesures de flux de sève sur des haies à différentes positions topographiques.

Ensuite, toutes les simulations ne sont pas réalistes, l'objectif étant de tester la sensibilité de la réponse hydrologique du bassin versant à des densités de haies et des organisations spatiales contrastées : la densité de haies de 200 $m.ha^{-1}$ n'est plus rencontrée actuellement en Bretagne ; la densité de haies de 60 $m.ha^{-1}$ avec des haies localisées uniquement en bas de versant correspond à une très forte densité de haies en bas de versant.

Nous nous sommes limités à l'étude des transferts d'eau et n'avons pas pris en compte le rôle des haies sur le prélèvement d'azote. Le rôle des haies sur l'azote pourrait être abordé de façon simple en considérant qu'une quantité constante d'azote est associée au prélèvement d'eau. Cette approche permettrait d'évaluer l'effet des haies sur le bilan annuel d'azote, mais ne permettrait pas de prendre en compte la dynamique et la localisation du prélèvement. Une prise en compte plus complète du prélèvement d'azote nécessitera le développement et le paramétrage du module STICS (module de prélèvement et transformation de l'azote associé au module hydrologique de TNT2), en s'inspirant par exemple du module STICS-CA (cultures associées) déjà développé à l'INRA de Montpellier.

Chapitre 10

Analyse du rôle tampon des réseaux bocagers des sites d'études par des modèles de description de l'organisation fonctionnelle du bocage

L'objectif de ce chapitre est de tenter d'approcher d'autres fonctions que celles liées au fonctionnement évaporatoire de la haie, abordé dans le chapitre précédent. Il s'agit notamment d'évaluer les fonctions liées au blocage du ruissellement de surface et celles liées à l'effet de protection des eaux de rivière contre les nitrates provenant de l'écoulement de subsurface, lors du passage des eaux de subsurface sous la haie. La première fonction peut être approchée par l'application d'un modèle topologique de calcul des directions de drainage. Ce type de modèle, qui ne nécessite comme données d'entrée qu'une carte numérisée d'altitude et un fichier des haies présentes, est particulièrement adapté à une évaluation du rôle tampon des haies à l'échelle du paysage. C'est l'objet du paragraphe 10.1. La deuxième fonction est plus délicate à apprécier en l'absence d'un modèle biophysique prenant en compte le cycle de l'azote au niveau de l'arbre de la haie. Une tentative sera développée, basée sur une analyse des relations fonctionnelles entre parcelles émettrices, haies et milieu récepteur. C'est l'objet du paragraphe 10.2.

10.1 Rôle sur les transferts de surface : application d'un modèle topologique de calcul du réseau de drainage

10.1.1 Introduction

Les haies peuvent avoir deux rôles par rapport aux écoulements de surface : la redirection des écoulements et/ou un rôle de puits où l'eau ne peut que s'infiltrer ou passer au-dessus du talus.

L'objectif de cette partie est d'appliquer le modèle développé par Merot et al. (1999) au site de

Pleine-Fougères, c'est-à-dire dans une diversité spatiale de densité de haies et de topographie, et au site de Naizin dans une diversité temporelle de densité de haies, avec les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

10.1.2 Matériel et méthodes

10.1.2.1 Modèle topologique de calcul du réseau de drainage

Le modèle topologique de calcul du réseau de drainage en présence de haies utilisé est celui décrit dans Merot et al. (1999).

Les données d'entrée nécessaires sont le modèle de drainage topographique et la cartographie des haies au format raster. Le travail est réalisé sur des couches raster à pas de 10 m. Le modèle de drainage topographique a été calculé au moyen du logiciel MNTSURF (Squividant, 1994), à partir du MNT suréchantillonné (méthode de l'interpolation bilinéaire). Il s'agit d'un modèle de drainage mono-directionnel, i.e. l'eau d'un pixel s'écoule vers le pixel voisin de plus basse altitude.

Les haies sont squelettisées pour éviter la surestimation de la surface occupée par celles-ci. Vis à vis des écoulements, elles sont considérées comme des fossés, qui drainent les flux. Le principe de calcul de la direction de drainage des pixels haies est le suivant : l'écoulement suit la direction de la haie, jusqu'à rejoindre le réseau de drainage hors de l'influence de la haie ou un pixel puits situé au niveau de la haie. La direction de drainage des pixels haies est orientée vers le pixel de la haie voisin de plus basse altitude. Lorsque deux directions d'écoulements convergent vers un même pixel, celui-ci est défini comme un point bas ou puits. Toutefois un seuil d'altitude est introduit pour prendre en compte l'imprécision du MNT et éviter la formation de puits au niveau de minima très locaux. Ce modèle prend aussi en compte le voisinage de la haie pour que la cohérence du réseau de drainage soit conservée.

Nous avons constaté que les écoulements ne sont pas gérés de façon satisfaisante au niveau des extrémités des haies et en particulier au niveau des connexions entre deux ou plusieurs haies. Nous avons donc été amenés à modifier les règles d'écoulements aux extrémités :

- si le pixel extrémité de la haie a une altitude plus élevée que le pixel haie voisin, sa direction de drainage est identique à celle du pixel voisin ;
- si le pixel extrémité de la haie a une altitude moins élevée que le pixel haie voisin (pixel dit "extrémité aval") :
  - s'il n'est pas connecté à une ou plusieurs autres haies, la direction de drainage topographique initiale est conservée ;
  - sinon son écoulement est dirigé vers le pixel appartenant à une haie différente de plus basse altitude.

Ces règles ne permettent pas non plus de résoudre l'ensemble des cas particuliers au niveau de la connexion des haies : dans certaines configurations de réseaux de haies, les règles générales définies ci-dessus conduisent à ce que l'eau de ruissellement traverse la haie (figure 10.1). Une vérification des directions de drainage et des modifications interactives à l'écran (interface réalisée par H. Squividant) ont donc été réalisées pour les "extrémités aval" .

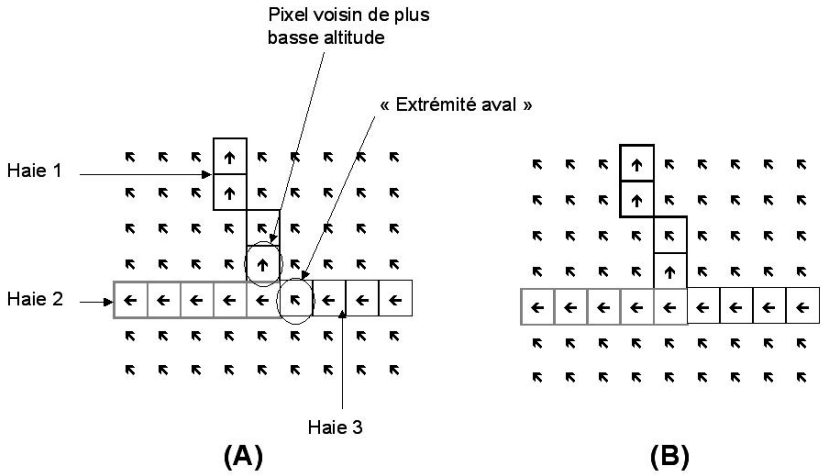


FIG. 10.1 – Exemple de cas particulier non géré par le modèle topologique au niveau de la connexion de plusieurs haies. (A) Directions de drainage calculées par le modèle (B) Directions de drainage après correction manuelle.

10.1.2.2 Sites d'études

Le modèle est appliqué à 10 bassins versants du site de Pleine-Fougères pour le réseau de haies de l'année 2000. Les bassins versants retenus sont d'ordre 2 à 3 et ont une superficie comprise entre 160 et 1570 ha. La densité de haies varie de 61 à 123 $m.ha^{-1}$, ce qui permet d'étudier l'impact de différentes structures spatiales de bocage sur le réseau de drainage.

L'analyse est aussi appliquée au bassin versant de Naizin, pour les réseaux de haies de 1948 (85 $m.ha^{-1}$) et de 2000 (37 $m.ha^{-1}$).

10.1.2.3 Analyse des données

Les variables considérées comme des indicateurs du fonctionnement des réseaux de haies sont les suivantes :

- la densité de maille haies puits : elle correspond au nombre de mailles haies puits par hectare de bassin versant,
- la longueur potentielle de ruissellement : elle correspond à la longueur de versant lorsque les haies ne sont pas prises en compte, et à la longueur de versant d'une crête à une maille haie puits ou depuis une haie jusqu'au cours d'eau lorsque les haies sont prises en compte,
- la surface moyenne drainée par les mailles haies puits,
- la surface de bassin versant directement connectée au cours d'eau : elle correspond à la surface non connectée à une maille haie puits, rapportée à la surface totale du bassin.

Les résultats des 2 sites sont présentés sur les mêmes figures.

10.1.3 Résultats

10.1.3.1 Densité de mailles haies puits

La densité de mailles haies puits est corrélée à la densité de haies et le rapport entre les densités de haies entre les bassins correspond au rapport entre les densités de puits (figure 10.2). Néanmoins, dans des gammes de variation de la densité plus réduites, la densité de haies n'est pas un bon indicateur de la densité de mailles haies puits (cas des bassins 2130 et 2121) : la structure spatiale du réseau de haies a un effet sur le nombre de puits.

A Naizin, la relation entre la densité de haies et la densité de mailles haies puits est la même que pour les bassins de Pleine-Fougères.

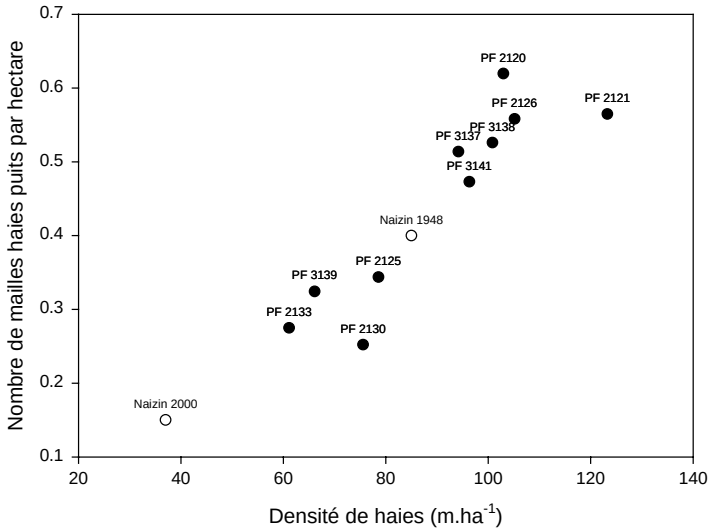


FIG. 10.2 – Relation entre la densité de haies et la densité de mailles haies puits dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

10.1.3.2 Longueur potentielle de ruissellement

La présence haies implique une réduction moyenne de la longueur potentielle de ruissellement de 3 à 110 m, pour des longueurs moyennes de versant comprises entre 346 et 556 m. Le rapport entre la longueur potentielle de ruissellement avec haies et la longueur moyenne de ruissellement sans haies n'est pas corrélé à la densité de haies dans les bassins (figure 10.3), même si les plus faibles diminutions de la longueur de ruissellement sont observées dans les bassins dont la densité de haies est faible. Dans les bassins 2130 et 2133, la prise en compte des haies n'entraîne pas de diminution de la longueur moyenne de ruissellement : dans ces bassins, on observe bien une augmentation du

nombre de pixels de faible longueur de ruissellement (inférieure à 250 m) qui signifie que les versants sont segmentés par certaines haies. Mais on observe également une augmentation du nombre de pixels de grande longueur de ruissellement (supérieure à 1000 m), qui correspond vraisemblablement à la présence de haies sans maille puits mais qui modifient les directions de drainage.

Dans le bassin versant de Naizin en 2000, la présence de haies modifie peu la longueur potentielle de ruissellement en moyenne : les haies sont situées principalement en bas de versant.

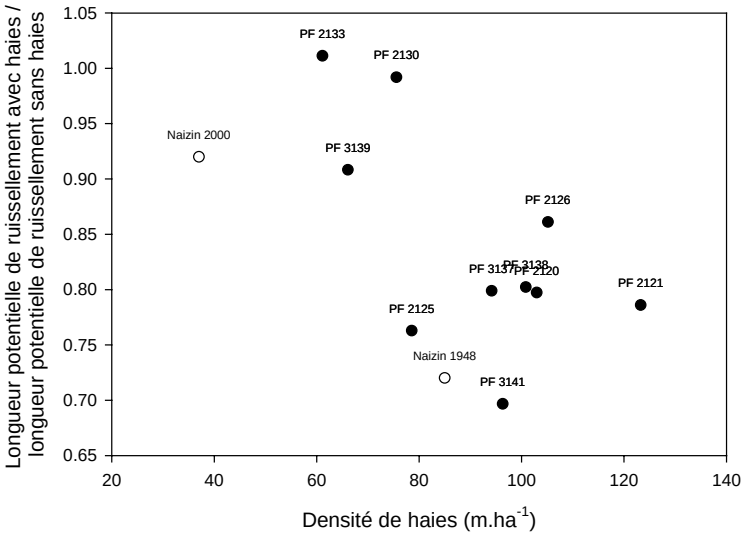


FIG. 10.3 – Relation entre la densité de haies et la diminution de la longueur potentielle de ruissellement sous l'effet des haies dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

10.1.3.3 Surface moyenne drainée par les mailles haies puits

La surface moyenne drainée par les mailles haies puits et la densité de haies ne sont pas corrélées (figure 10.4). Les variations sont importantes pour les densités de haies inférieures à 90 $m.ha^{-1}$ (de 1,27 à 2,03 ha par maille puits), donc l'effet de la structure spatiale est fort pour les faibles densités. Pour les bassins de densité supérieure à 90 $m.ha^{-1}$, la surface drainée par maille puits est peu variable et de l'ordre de 1 ha.

10.1.3.4 Surface de bassin directement connectée au cours d'eau

La surface de bassin versant directement connectée au cours d'eau varie de 34 à 57 % de la surface totale du bassin. Elle est d'autant plus faible que la densité de haies est importante, mais la relation n'est pas stricte (figure 10.5) : il existe un effet de la structure spatiale des haies sur la

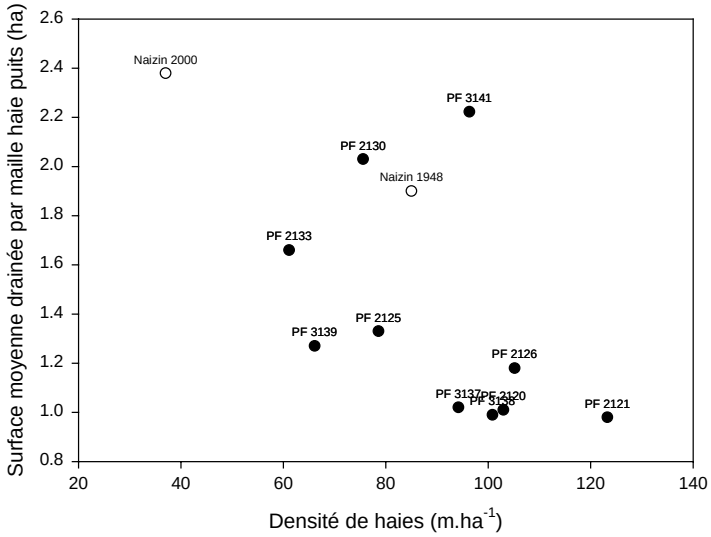


FIG. 10.4 – Relation entre la densité de haies et la surface moyenne drainée par les mailles haies puits dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

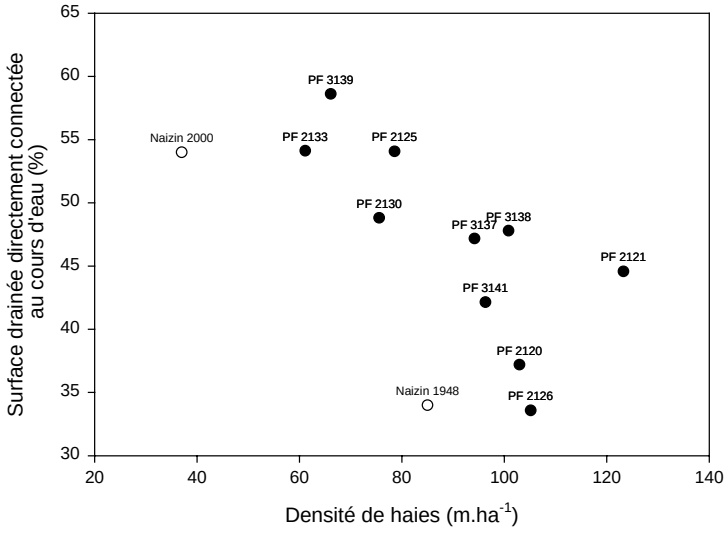


FIG. 10.5 – Relation entre la densité de haies et la surface drainée directement connectée au cours d'eau dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000.

surface connectée au cours d'eau. Dans le bassin de Naizin, la surface drainée directement connectée au cours d'eau est plus faible que dans les bassins de Pleine-Fougères, à densité de haies équivalente. La diminution de la densité de haies de 54 % entre l'année 1948 et l'année 2000 se traduit par une augmentation de la surface drainée directement connectée au cours d'eau de 37 %.

10.1.4 Discussion conclusion

Aspects thématiques La densité de haies apparaît comme le premier facteur de contrôle du rôle tampon des réseaux de haies vis à vis des transferts de surface. La structure spatiale du réseau de haies influe sur le rôle tampon pour des densités de haies peu contrastées.

Pour la variable surface connectée au cours d'eau, la structure spatiale des réseaux de haies a un effet important sur le rôle tampon pour les faibles densités de haies.

Sur le site de Naizin, l'évolution du bocage entre 1948 et 2000, s'est traduite par une diminution de la densité de haies de 85 à 37 $m.ha^{-1}$. Le réseau de haies résiduel a un rôle tampon plus important que le laisse penser la diminution de la densité de haies : en effet, si la diminution du nombre de mailles haies puits est proportionnelle à la diminution de la densité de haies, la surface drainée directement connectée au cours d'eau reste relativement faible. Dans le cas d'événements ruisselants non exceptionnels, nous concluons que le réseau de haies actuel de Naizin est efficace pour la protection du cours d'eau. Par contre, il est moins efficace pour des événements plus importants, puisque la surface moyenne drainée par les mailles haies puits est importante. Le réseau actuel est enfin peu efficace pour la protection des versants vis à vis du ruissellement puisque les longueurs potentielles de ruissellement sont peu modifiées par la présence des haies de 2000.

Aspects méthodologiques L'utilisation du logiciel reste fastidieuse et le modèle est peu opérationnel puisqu'il reste de nombreuses vérifications à faire manuellement. Il est en cours de perfectionnement, notamment pour gérer automatiquement le drainage au niveau des connexions entre plusieurs haies.

La résolution du MNT est une contrainte forte. Le pas du MNT n'est pas compatible avec la représentation des haies, puisqu'un pas de 20 ou 50 m conduit à surestimer largement la densité de haies et leur zone d'influence dans les bassins. Le suréchantillonnage du MNT est indispensable mais il conduit à une dégradation de l'information, à la création de zones planes.

Sur les cartes que nous avons utilisées, les haies sont définies et représentées comme des bordures de champs continues : à l'échelle à laquelle nous avons travaillé et compte tenu que la cartographie des haies a été obtenue par interprétation de photographies aériennes, nous n'avons pas représenté les discontinuités ponctuelles des réseaux de haies (accès des parcelles, percées dans les talus, présence de drains,...), qui sont néanmoins susceptibles de modifier l'efficacité des réseaux de haies. La cartographie de ces discontinuités ne peut être réalisée qu'à partir d'un relevé sur le terrain et n'est donc envisageable que pour de petits bassins versants.

10.2 Rôle sur les transferts de subsurface : analyse spatiale du risque de transfert de nutriments

10.2.1 Introduction

Pour analyser l'influence de l'organisation spatiale du réseau bocager des sites d'étude sur les transferts de subsurface, l'alternative suivante se présente :

- l'application d'un modèle dynamique et spatialisé intégrant le fonctionnement mécaniste des haies. C'est le cas de TNT2 appliqué aux flux d'eau, déjà utilisé dans le cadre de ce travail et appliqué au bassin de Naizin (chapitre 9, page 141), qui, à terme, peut également être appliqué aux flux de nitrates.
- l'application de modèles d'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments, et de l'influence des haies sur la sensibilité des bassins, comme proposée dans Burel et Baudry (1999).

En fait, la première proposition n'est pas applicable, du fait du manque de données hydrologiques permettant le calage et la validation des résultats. On se tourne donc vers la deuxième proposition qui permet néanmoins de prendre en compte les relations spatiales entre les parcelles, sources de nutriments, et les haies, zones tampons.

10.2.2 Matériel et méthodes

10.2.2.1 Principe

Le principe est de classer des occupations du sol (haies et parcelles) par rapport à un risque polluant.

Nous posons l'hypothèse que l'impact polluant d'une parcelle vis à vis du nitrate dépend du risque de lessivage de la culture et de sa distance au réseau hydrographique. En effet, dans les bassins à nappe superficielle, l'azote lessivé à l'amont du versant peut être prélevé par la végétation à l'aval ou dénitrifié dans les zones humides de fond de vallée. Cet effet de la distance au cours d'eau a été intégré dans le calcul de coefficient d'exportation de Johnes (1996), ou dans des approches similaires (Skop et Sorensen, 1998). Beaujouan et al. (2001) ont testé par modélisation l'influence de la répartition spatiale de cultures sur-fertilisées et sous-fertilisées sur les flux d'azote dans le cours d'eau d'un bassin sur socle imperméable : ils montrent que la présence de cultures sous-fertilisées entre les cultures sur-fertilisées et le cours d'eau réduit significativement la concentration en nitrate dans le cours d'eau. Nous considérons donc que l'impact polluant d'une parcelle est d'autant plus important que la parcelle est proche du cours d'eau. C'est ce que formalise le modèle Landbuf présenté ci-dessous.

On a montré précédemment qu'un prélèvement et/ou de la dénitrification d'azote importants pouvaient s'effectuer au niveau des haies, lorsque celles-ci sont sur le trajet des flux d'azote. Nous considérerons ici que, en terme de sensibilité du ruisseau aux flux émis, l'effet d'une haie est équivalent à un éloignement de la parcelle émettrice par rapport au cours d'eau. On attribue aux bois le même rôle qu'aux haies. Par la suite, on parlera donc de structures boisées pour désigner à la fois les haies et les bois.

A la différence de l'approche fonctionnelle décrite précédemment, l'objectif n'est pas de représenter ni d'analyser les processus : l'augmentation de la distance au cours d'eau traduit une diminution de sensibilité au polluant émis. Elle permet de tester simplement la relation entre la structure spatiale des haies et parcelles et la qualité de l'eau. Il ne s'agit pas non plus de réaliser une prédiction quantitative des pertes en nitrate dans les bassins versants, mais de représenter l'influence des structures spatiales (haies, parcelles) sur le risque polluant des bassins.

10.2.2.2 Modèle Landbuf

Le modèle est mis en oeuvre sous $Idrisi^{©}$, en mode raster à pas de 5 m. Les données nécessaires sont la cartographie de l'occupation du sol, des haies et du réseau hydrographique. Les calculs sont réalisés par bassin versant.

Trois modalités de calcul du risque polluant seront comparées :

1. le risque brut (R^0),
2. le risque pondéré par la distance (R^d),
3. le risque pondéré par la distance et par l'effet des structures boisées (R^h).

Deux variables seront définies pour caractériser le rôle tampon des structures boisées :

1. le nombre moyen de pixels boisés traversés par l'ensemble des lignes d'écoulement des bassins versants (N^h),
2. l'atténuation du risque, due à la présence de haies (A^h).

10.2.2.3 Risque de lessivage brut

Une cartographie des risques de lessivage est réalisée à partir de la cartographie de l'occupation du sol : à chaque parcelle est attribué un coefficient de risque polluant, en fonction de la nature de l'occupation du sol principale dans l'année. Nous distinguons 5 classes d'occupation du sol : le maïs, les céréales, les prairies temporaires, les prairies permanentes, et les autres types d'occupations du sol (bâti, routes). Les bâtiments d'élevage ne sont pas pris en compte, même s'ils représentent des sources de pollution ponctuelle.

Le classement des occupations du sol vis à vis du risque de lessivage est basé sur la méthode des coefficients d'exportation (Benoît, 1994; Simon et al., 1997) : les coefficients retenus sont présentés dans le tableau 10.1. Le risque de lessivage dépend du type de culture, mais il varie aussi en fonction du système de culture et des rotations, de la présence ou l'absence d'une interculture, du niveau de fertilisation, des caractéristiques du milieu (sol, climat). Le classement des risques de lessivage est défini pour un système d'exploitation donné dans un contexte pédo-climatique que nous considérons comme fixe.

TAB. 10.1 – Coefficients de risque polluant des parcelles utilisés dans l'approche structurale des transferts de nutriments.

Occupation du sol	Coefficient de risque polluant
Maïs	70
Prairies temporaires	50
Céréales	30
Prairies permanentes	10
Autres	0

Le risque brut moyen à l'échelle du bassin versant R^0_{BV} est défini par :

$$R^0_{BV} = \frac{\sum_{i=1}^{n} c_i}{n} \tag{10.1}$$

avec, c_i coefficient de risque du pixel i
n nombre de pixels dans le bassin versant.

On définit de même le risque brut moyen à l'échelle de la zone humide R^0_{ZH} et à l'échelle du versant R^0_V. La zone humide est définie comme l'ensemble des parcelles présentant un indice climato-topographique supérieur à 2,78 sur plus de 50% de leur surface. Le versant correspond à la surface des bassins hors zone humide.

10.2.2.4 Risque pondéré par la distance

Le risque pondéré par la distance, R^d, prend en compte l'atténuation du risque de lessivage en fonction de la distance des parcelles au cours d'eau. Il est obtenu en divisant la carte du risque brut de lessivage par la carte des distances euclidiennes des pixels au cours d'eau, à l'aide de la fonction *Cost Push* d'*Idrisi*©.

En tout point du bassin, le risque pondéré par la distance R^d_i est donné par :

$$R^d_i = \frac{c_i}{d_i} \tag{10.2}$$

avec, c_i coefficient de risque du pixel i
d_i distance euclidienne du pixel i au cours d'eau.

Le risque pondéré par la distance moyen dans le bassin R^0_{BV} est donné par :

$$R^d_{BV} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{c_i}{d_i}}{n} = \frac{\sum_{i=1}^{n} R^d_i}{n} \tag{10.3}$$

avec, c_i coefficient de risque du pixel i
d_i distance euclidienne du pixel i au cours d'eau
n nombre de pixels dans le bassin versant.

On définit de même R^d_{ZH} à l'échelle de la zone humide et R^d_V à l'échelle du versant.

10.2.2.5 Risque polluant pondéré par la distance et par l'effet des structures boisées

La distance euclidienne des pixels au cours d'eau est augmentée du nombre de pixel boisés traversés (haie ou bois) multiplié par un coefficient de friction.

Le risque, tenant compte de l'effet des structures boisées, R^h_i est défini par :

$$R^h_i = \frac{c_i}{d_i + h.\nu_i} \tag{10.4}$$

avec, c_i coefficient de risque du pixel i
d_i distance euclidienne du pixel i au cours d'eau
h coefficient de friction des pixels boisés
ν_i nombre de pixels boisés rencontrés entre le pixel i et le cours d'eau.

Le risque pondéré par la distance et par l'effet des structures boisées moyen dans le bassin R^h_{BV} est donné par :

$$R^h_i = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{c_i}{d_i + h.\nu_i}}{n} \tag{10.5}$$

avec, c_i coefficient de risque du pixel i
d_i distance euclidienne du pixel i au cours d'eau
h coefficient de friction des pixels boisés
ν_i nombre de pixels boisés rencontrés entre le pixel i et le cours d'eau.
n nombre de pixels dans le bassin versant.

On définit de même R^h_{ZH} à l'échelle de la zone humide et R^h_V à l'échelle du versant.

La valeur retenue pour le coefficient de friction h est de 100 : elle est identique pour toutes les structures boisées, quelle que soit leur localisation topographique. L'influence des structures boisées sur l'impact polluant de l'occupation du sol est d'autant plus grande que les haies sont proches du cours d'eau : le nombre de pixels culture sous l'influence de la zone boisée est plus important.

10.2.2.6 Nombre moyen de pixels boisés traversés par les points du bassin

Le nombre moyen de pixels boisés traversés par les points du bassin N^h_{BV} renvoie à l'effet tampon potentiel des structures boisées, indépendamment de la mosaïque culturale. Il est défini par :

$$N^h_{BV} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \nu_i}{n} \tag{10.6}$$

avec, ν_i nombre de pixels boisés rencontrés entre le pixel i et le cours d'eau
n nombre de pixels dans le bassin versant.

10.2.2.7 Atténuation du risque par les structures boisées

L'atténuation du risque représente le rôle tampon des structures boisées compte tenu de l'occupation du sol du bassin. A l'échelle d'un pixel i, A^h_i est définie par :

$$A^h_i = \frac{R^d_i - R^h_i}{R^d_i} \tag{10.7}$$

L'atténuation moyenne à l'échelle du bassin versant A^h_{BV} est définie par :

$$A^h_{BV} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{R^d_i - R^h_i}{R^d_i}}{n} \tag{10.8}$$

Le principe du modèle est illustré par la figure 10.6.

10.2.3 Site d'étude

Le modèle est appliqué aux bassins versants du site de Pleine-Fougères (28 bassins d'ordre 1, 4 bassins d'ordre 2 et 4 bassins d'ordre 3), pour le réseau de haies de l'année 2000 et les occupations du sol des années 2000, 2001 et 2002.

10.2.4 Analyses des données

Les analyses sont réalisées par ordre de bassin versant, les bassins d'ordre 1 d'une part, les bassins d'ordre 2 et 3 d'autre part.

Pour comparer des bassins versants de surface différente, nous raisonnons sur les moyennes par bassin R_{BV}, par zone humide R_{ZH} ou par versant R_V, calculées sur la base des surfaces de risque brut non nul, i.e. sur la base des surfaces agricoles.

Les densités de haies ou de structures boisées sont exprimées en pourcentage de pixels de type haies ou structures boisées dans le bassin versant.

Puisque le temps de réponse hydrologique des bassins est supérieur à l'année et la pluviométrie, facteur de variation du rôle tampon des haies n'est pas représentée dans le modèle, nous considérons

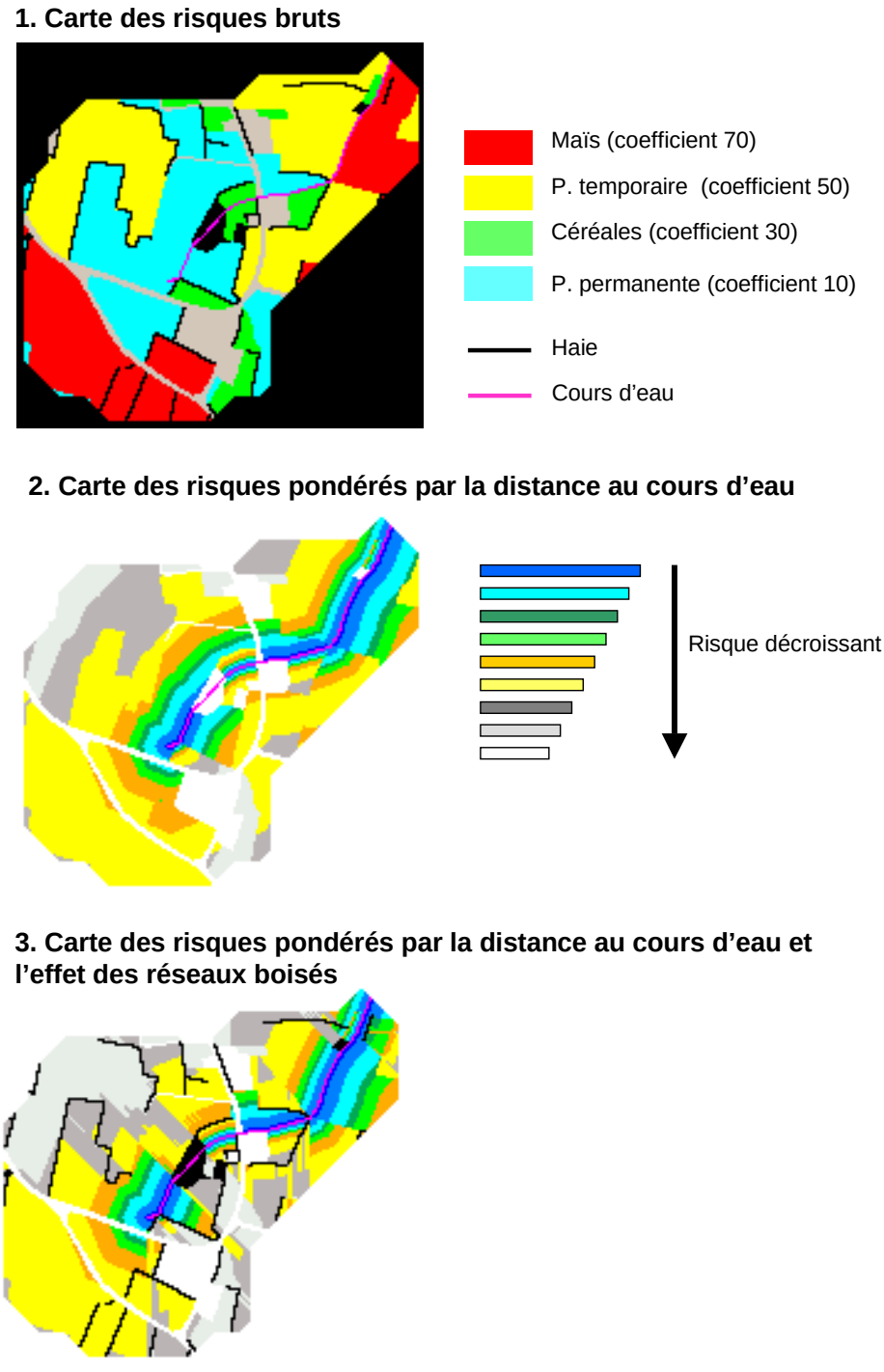


FIG. 10.6 – Principe du modèle d'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments.

la moyenne des risques sur les trois années, qui permet d'intégrer le comportement des bassins dans le temps. La variation inter-annuelle du risque brut est toutefois discutée.

Pour analyser l'influence de la composition des paysages et de leur structure spatiale sur le risque polluant, nous comparons le classement des bassins par rapport aux différentes variables définies ci-dessus par la méthode des corrélations de rang (méthode de Spearman). Pour analyser les variables explicatives du rang des bassins vis à vis des différentes variables de caractérisation du risque polluant, nous utilisons la méthode statistique des arbres de régression (Breiman et al., 1984).

Nous ferons référence à un indice de forme, la distance moyenne des points des bassins au cours d'eau, pour caractériser l'organisation des surfaces des bassins par rapport au réseau hydrographique.

10.2.5 Résultats sur l'ensemble du site

10.2.5.1 Caractérisation du risque brut

A l'échelle des bassins versants, dans les ordres 1, le risque brut moyen inter-annuel varie 41,6 à 54,7. Le classement des bassins vis à vis de R^0_{BV} varie annuellement (figure 10.7). Dans les ordres 2 et 3, le risque brut est relativement homogène entre les bassins et entre les années. Les bassins situés au nord du site présentent des risques élevés. La contribution des différentes classes d'occupation du sol à l'explication du risque brut a été analysée, la variable dépendante considérée étant le rang des bassins par rapport à R^0_{BV}, les variables explicatives testées étant les rangs des bassins par rapport à la surface des différents types de culture. La surface en maïs explique 50 % de la variation du risque brut, les céréales 28 % et les prairies temporaires 12 %. La surface en prairies permanentes n'apparaît pas parmi les variables explicatives.

A l'échelle de la zone humide, le risque moyen inter-annuel est plus faible que dans le reste du bassin (tableau 10.2) : il est de 36 dans la zone humide en moyenne dans les bassins d'ordre 1 et de 49 dans l'ensemble des bassins. Les cultures à fort risque de lessivage sont donc plutôt situées à l'extérieur de la zone humide. Dans l'ensemble, R^0_{BV} est corrélé à R^0_{ZH}, pour les bassins d'ordre 2 et 3 et de façon moins nette pour les ordres 1 (coefficient de corrélation de rang de 11 %, p = 0,59).

10.2.5.2 Caractérisation de la densité de haies

La densité de haies (exprimée en pixels) varie de 1,4 à 6,4 % dans les bassins d'ordre 1 et de 2,2 à 5,1 % dans les bassins d'ordre 2 et 3 (tableau 10.3). La corrélation entre la densité de haies et le risque brut moyen inter-annuel est faible (coefficient de corrélation de rang : -33 %, p = 0,41) ; néanmoins, les fortes densités de haies sont rencontrées dans les bassins de faible risque brut, et les faibles densités dans les bassins de risque brut fort : ceci s'explique par le lien entre la localisation des haies et l'usage des parcelles, mis en évidence par Baudry et al. (2000).

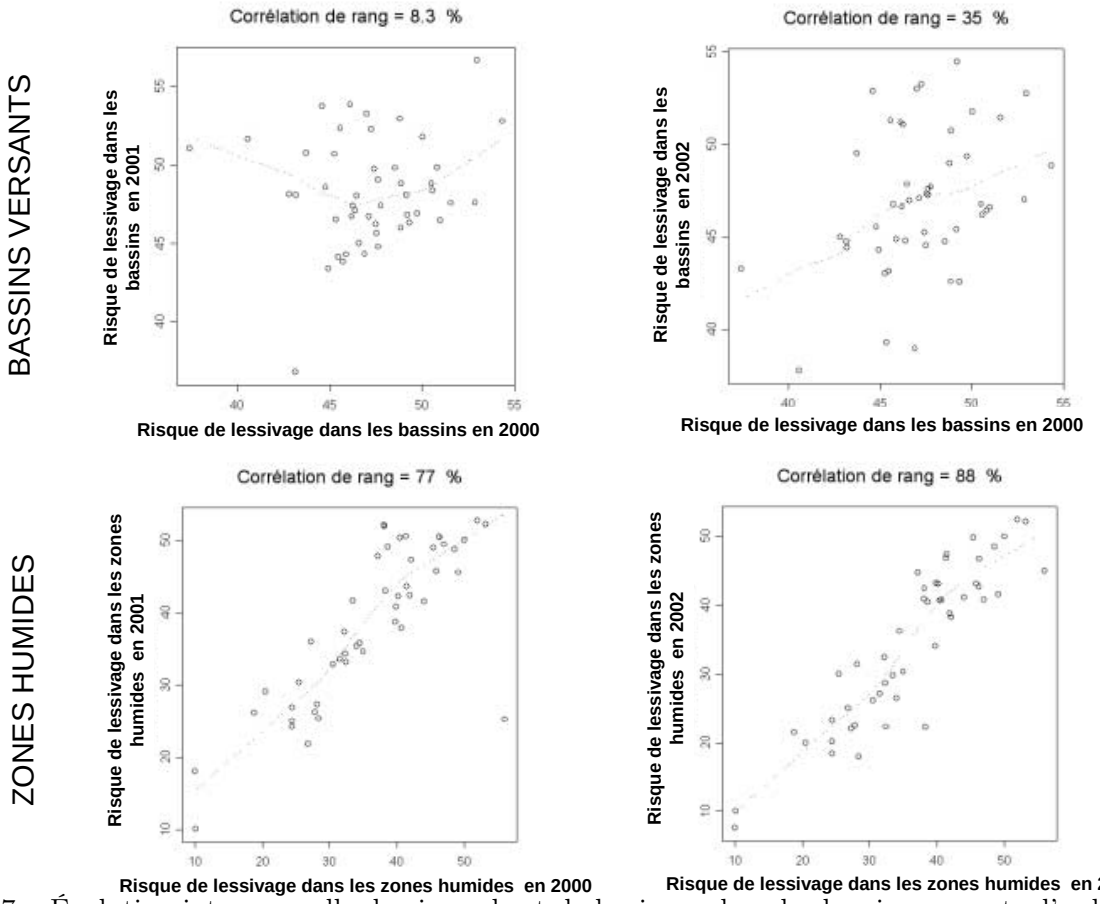


FIG. 10.7 – Évolution inter-annuelle du risque brut de lessivage dans les bassins versants d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères à l'échelle de la zone humide et à l'échelle du bassin : comparaison entre 2000 et 2001 (graphiques de gauche) et entre 2000 et 2002 (graphiques de droite).

TAB. 10.2 – Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) du risque brut moyen de lessivage à l'échelle des bassins versants et des zones humides dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères de 2000 à 2002.

Ordre de bassin	Statistique ou bassin	Risque brut dans les bassins			Risque brut dans les zones humides		
		2000	2001	2002	2000	2001	2002
Ordre 1	Moyenne	48,7	49,3	48,6	35,9	37,9	34,1
	Ecart-type	3,3	4,0	1,4	11,2	11,2	12,8
	Minimum	41,6	36,5	38,4	10,1	10,0	7,0
	Maximum	54,1	58,5	56,9	55,9	57,2	52,5
Ordre 2	BV 2120	46,5	48,0	47,8	39,9	40,8	43,2
	BV 2121	47,5	46,2	44,5	32,3	34,2	28,7
	BV 2125	47,6	49,1	47,6	40,5	50,3	40,7
	BV 2126	49,2	48,1	45,4	42,1	47,3	38,2
Ordre 3	BV 3137	47,1	46,7	47,1	32,2	37,3	32,4
	BV 3138	46,3	47,1	44,8	31,6	33,6	27,1
	BV 3139	48,9	48,8	50,8	46,3	50,4	46,8
	BV 3141	44,8	48,6	45,5	34,1	35,4	26,5

TAB. 10.3 – Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) des densités de haies et de structures boisées (exprimées en pourcentage de pixels de 5 x 5 m) à l'échelle des bassins versants et des zones humides dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères.

Ordre de bassin	Statistique ou bassin	Densité dans les bassins(%)		Densité dans les zones humides (%)	
		Structure boisées	Haies	Structures boisées	Haies
Ordre 1	Moyenne	13,3	4,1	24,7	2,8
	Ecart-type	7,1	1,5	18,5	1,6
	Minimum	2,2	1,4	3,2	0
	Maximum	29,7	6,4	77,8	6,6
Ordre 2	BV 2120	13,6	4,8	21,5	4,2
	BV 2121	13,4	5,1	28,3	2,2
	BV 2125	4,5	3,3	3,4	2,6
	BV 2126	14,2	4,8	15,7	5,1
Ordre 3	BV 3137	24,0	3,2	26,7	3,6
	BV 3138	11,1	4,3	26,5	3,1
	BV 3139	8,0	2,7	13,0	2,2
	BV 3141	14,6	4,0	34,0	3,7

10.2.5.3 Influence de l'organisation spatiale des cultures sur le risque polluant

Les rangs des bassins vis à vis de R^d_{BV} et de R^0_{BV} ne sont pas corrélés (figure 10.8), la variation du risque brut explique 20 % de la variation de R^d_{BV} : la structure spatiale de l'occupation du sol agricole par rapport au cours d'eau a donc un effet sur le risque polluant. La variation de R^d_{BV} a été analysée par le calcul d'arbres de régression, la variable dépendante considérée étant le rang des bassins par rapport à R^d_{BV}, et les variables explicatives indépendantes retenues étant le rang des bassins par rapport à R^0_{BV}, le rang par rapport à R^0_{ZH} et le rang par rapport à la distance moyenne des points du bassin au cours d'eau. Les variables indépendantes expliquent 86 % de la variation de R^d_{BV}. Les deux variables R^0_{BV} et distance moyenne au cours d'eau apparaissent, la variable distance seule expliquant 85 % de la variation (figure 10.9).

Dans le modèle choisi, la sensibilité du bassin à la pollution est une fonction inverse de la distance au cours d'eau. De fait, dans les calculs des moyennes à l'échelle des bassins versant, la distance moyenne au cours d'eau est le premier facteur de contrôle du risque polluant. Elle varie d'un ordre 1 à 4 dans les bassins étudiés (figure 10.9). On met ainsi en évidence l'effet de la longueur des versants sur la sensibilité du bassin à la pollution, plus que l'effet de la structure spatiale des cultures elles-mêmes.

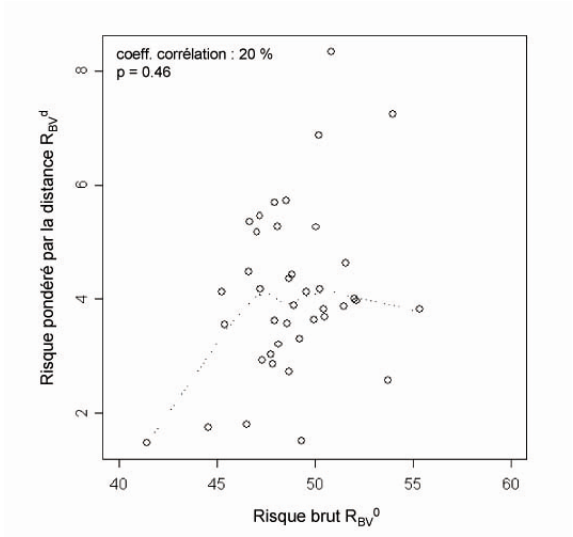


FIG. 10.8 – Relation entre le risque de lessivage brut moyen de 2000 à 2002 (R^0_{BV}) et le risque pondéré par la distance (R^d_{BV}) dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères.

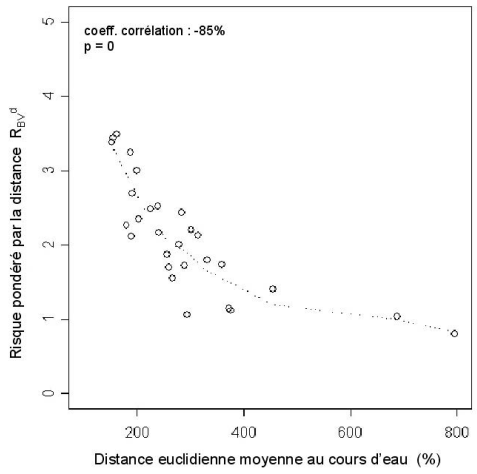


FIG. 10.9 – Relation entre le risque pondéré par la distance (R^d_{BV}) et la distance euclidienne moyenne au cours d'eau dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères.

10.2.5.4 Influence des réseaux boisés sur le risque polluant

R^h_{BV} est inférieur à R^d_{BV} mais les deux variables sont fortement corrélées (coefficient de corrélation de rang de 91 %) (figure 10.10) : la prise en compte des structures boisées ne modifie pas le classement des bassins vis à vis du risque polluant. Si les structures boisées ont un effet, il est d'un ordre de grandeur inférieur à celui de la géométrie des bassins. Cet effet ne peut pas être mis en évidence par une comparaison directe des rangs des bassins avec et sans prise en compte de l'effet tampon des structures boisées.

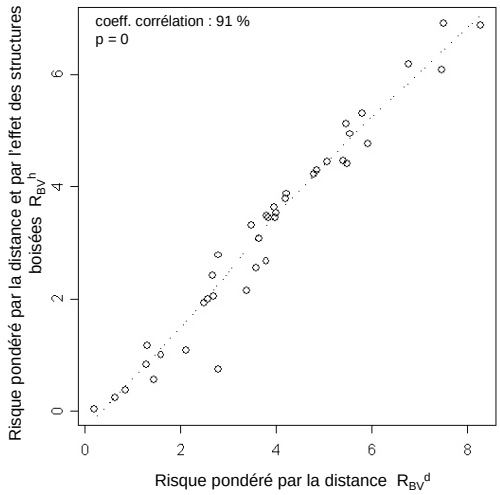


FIG. 10.10 – Relation entre le risque pondéré par la distance (R^d_{BV}) et le risque pondéré par la distance et les réseaux boisés (R^h_{BV}) dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères.

L'effet des structures boisées, densité et structure spatiale, peut être analysé de façon plus indirecte d'une part par la relation entre la densité de structures boisées et le nombre moyen de pixels boisés traversés, d'autre part par l'atténuation relative du risque A^h_{BV}, qui permet de s'affranchir partiellement de l'effet de la géométrie des bassins versants. La densité de pixels boisés et le nombre de pixels boisés traversés sont corrélés (figure 10.11) : la variable densité de structures boisées explique 86 % de la variation du nombre de pixels boisés traversés, la prise en compte de la géométrie du bassin permet d'expliquer 2 % supplémentaires. Le pourcentage de la surface en bois située dans la zone humide par rapport à la surface totale en bois dans le bassin n'explique que 13 % de la variation du nombre de pixels haies traversés. L'indice de polarisation des bois explique 36 % de la variation de rang vis à vis du nombre de pixels traversés : le nombre de pixels boisés est d'autant plus grand que les bois sont situés en bas de versant. Les bois sont situés en bas de versant dans la majorité des bassins du site de Pleine-Fougères, excepté dans les bassins 14 et 16 où les bois sont localisés sur les crêtes.

Nous avons considéré l'effet des haies seules (figure 10.11) : la densité est le premier facteur de

contrôle du nombre de pixels haie traversés. Mais dans des gammes de densités plus restreintes, la structure spatiale du réseau joue.

Le rang des bassins vis à vis de l'atténuation du risque par les structures boisées varie peu entre les différentes années : le coefficient de corrélation entre le rang des bassins vis à vis de A^h_{BV} est de 92 % entre les années deux à deux (p=0). L'atténuation moyenne inter-annuelle est expliquée en premier lieu par la densité de structures boisées (figure 10.12), et surtout par la densité de bois.

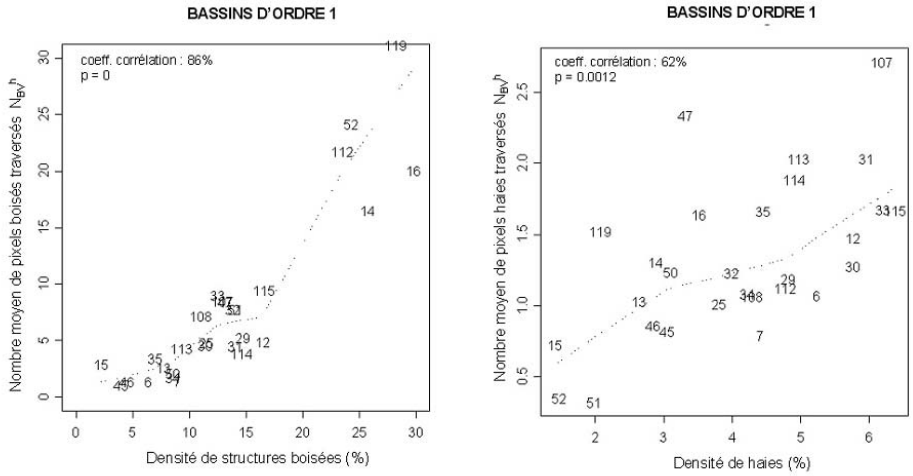


FIG. 10.11 – Relation entre la densité de structures boisées (respectivement de haies) et le nombre de pixels boisés (respectivement haies) traversés dans les bassins d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères.

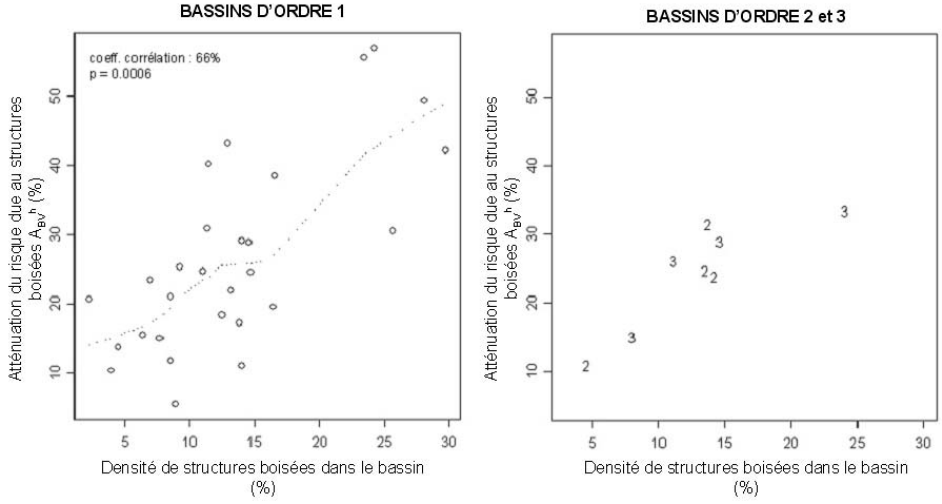


FIG. 10.12 – Relation entre la densité de structures boisées et l'abattement moyen inter-annuel A^h_{BV} dans les bassins versants d'ordre 1 d'une part et 2 et 3 d'autre part du site de Pleine-Fougères.

10.2.6 Résultats sur les trois bassins versants ayant fait l'objet d'un suivi empirique (A, B, C)

Les bassins versants A, B et C de Pleine-Fougères, suivis empiriquement, font ici l'objet d'une analyse spécifique du risque polluant. Les résultats relatifs à ces trois bassins sont présentés dans le tableau 10.4.

Le classement des bassins vis à vis du risque brut est identique au classement réalisé à partir de l'estimation du niveau de fertilisation : le risque brut décroît de C à B puis A. R^d_{BV} décroît de B à C puis A. On note ici l'effet de la géométrie du bassin B : du fait de la faible distance moyenne des parcelles au cours d'eau en moyenne, le risque polluant est élevé. La prise en compte des structures boisées ne modifie pas le classement des bassins. En valeur relative, l'atténuation du risque par les structures boisées est deux fois plus importante dans le bassin A que dans le bassin C et a une valeur intermédiaire dans le bassin B. En valeur absolue, l'atténuation est plus importante dans le bassin B.

Tab. 10.4 – Risques polluants bruts, pondérés par la distance et pondérés par la distance et par l'effet des zones boisées dans les bassins versants A, B, C de Pleine-Fougères (moyennes inter-annuelles).

	Densité de haies (%)	Densité de structures boisées (%)	R^0_{BV}	R^d_{BV}	R^h_{BV}	A^h_{BV} (%)	N^h_{BV}	Distance moyenne au au cours d'eau (m)
A	13,6	4,8	47,4	1,8	1,2	31	9,0	158,8
B	14,2	4,8	48,6	3,1	2,3	24	4,7	68,8
C	8,0	3,4	49,5	2,2	1,8	15	7,8	580,7

Ces résultats sont en concordance avec les conclusions de l'approche empirique du rôle tampon des bassins. Ici, seule l'occupation du sol (cultures, bois et haies) est prise en compte, les autres compartiments du bassin ne sont pas considérés directement (la géomorphologie est intervient en partie dans la géométrie du bassin). Le rôle tampon des structures boisées est plus important dans le bassin A.

10.2.7 Discussion

10.2.7.1 Intérêt de Landbuf

L'approche structurale des transferts de nutriments montre l'influence de l'organisation spatiale des surfaces de bassin par rapport au cours d'eau sur le risque polluant : les bassins peu étendus par rapport au cours d'eau (bassins à versants courts) présentent une sensibilité plus importante à la pollution. Les marges de manoeuvre pour l'aménagement de la localisation des cultures sont réduites. Le risque polluant est plus fortement dépendant de la composition de la mosaïque culturale que dans les autres cas. La géométrie des bassins est un paramètre que l'aménageur ne peut pas modifier mais qu'il doit intégrer dans le raisonnement de l'allocation spatiale des occupations du sol.

Nous retrouvons le rôle des surfaces boisées dans le contrôle du risque polluant, montré par ailleurs dans de nombreux travaux.

L'organisation spatiale des parcelles et des haies sont des facteurs de contrôle secondaires, qui modulent les tendances liées au milieu physique et aux surfaces en bois.

10.2.7.2 Limites de la méthode

Le poids de la géométrie des bassins sur le risque polluant est très important par rapport à celui de la structure spatiale des cultures du fait du modèle retenu pour la décroissance du risque avec la distance. Nous avons testé un autre modèle de décroissance du risque avec la distance :

$$R_i'^d = \frac{c_i}{e^{0.005 d_i}} \tag{10.9}$$

avec, c_i coefficient de risque du pixel i

d_i distance euclidienne du pixel i au cours d'eau.

Avec ce modèle, nous obtenons le même classement des bassins vis à vis de R^d et de R^h. L'importance de la longueur de versant rend les comparaisons difficiles entre les ordres de bassin. Pour s'affranchir de l'effet de la longueur des versants, il faut comparer les bassins versants dans des classes homogènes de distance moyenne au cours d'eau . Mais dans ce cas le nombre de bassins par classe est réduit.

La distance euclidienne ne correspond pas à la distance réelle au cours d'eau. Une alternative serait de considérer les distances de drainage.

Les résultats du modèle dépendent de la longueur des biefs et donc de la définition du réseau hydrographique choisie. Nous nous sommes basés sur la cartographie de l'IGN (corrigé en certains points par des relevés sur le terrain), qui représente les cours d'eau dont l'écoulement est permanent et sur lequel la cartographie des parcelles est calée géographiquement. Dans les têtes de bassin, la distinction entre le réseau de fossés et le cours d'eau est difficile à faire. Or, les bassins versants ont été modélisés à partir du modèle numérique de terrain et du réseau hydrographique modélisé (défini par un seuil de surface drainée). Certains des bassins d'ordre 1 n'ont pas de cours d'eau au sens de l'IGN ou un bief très court.

Nous avons défini un coefficient de friction des structures boisées unique, quelle que soit leur localisation et quel que soit leur type (haie ou bois). Le modèle peut être amélioré en considérant un coefficient de friction plus important pour les haies que pour les bois, compte tenu des données bibliographiques sur le prélèvement d'eau des arbres isolés par rapport aux arbres en peuplement, et un coefficient plus élevé pour les haies situées en bas de versant par rapport aux autres localisations topographiques.

Néanmoins, nous considérons que ce modèle peut, en première instance, être utilisé pour comparer les impacts relatifs de divers systèmes de production ou d'options d'aménagement.

10.3 Conclusion : comparaison des deux modèles

Des processus en jeu différents nous ont conduit à utiliser deux modèles pour hiérarchiser la fonctionnalité des réseaux de haies des bassins versants d'étude vis à vis des transferts de surface et vis à vis des transferts de subsurface. Ces modèles ne sont pas quantitatifs, ils permettent de classer des situations.

Le modèle de calcul du réseau de drainage ne prend en compte que le rôle physique des haies dans l'interception et la redirection des écoulements. Il ne s'agit pas d'un modèle de flux puisque les possibilités d'infiltration, d'évaporation ou de prélèvement de l'eau ne sont pas intégrées. La comparaison de l'efficacité des réseaux de haies est réalisée à partir de quatre variables : la densité de maille haies puits, la longueur potentielle de ruissellement, la surface drainée par maille puits et la surface drainée directement connectée au cours d'eau. Le modèle ne prend pas en compte le risque lié à l'occupation du sol sur les parcelles.

Le modèle Landbuf prend en compte les processus biologiques de prélèvement et/ou de dénitrification qui peuvent avoir lieu au niveau des haies. Il permet de classer les bassins par rapport au risque polluant, en intégrant à la fois les parcelles et les haies. La comparaison de l'efficacité des réseaux de haies est réalisée à partir de deux variables : le nombre de haies traversés jusqu'au cours d'eau, qui renvoie au rôle tampon des haies sans prise en compte des parcelles, et l'abattement du risque, qui renvoie au rôle tampon des haies compte tenu du risque lié à l'occupation du sol sur les parcelles. Dans ce modèle, nous avons attribué aux bois le même rôle qu'aux haies.

Nous avons comparé l'efficacité des réseaux de haies des bassins versants d'ordre 2 et 3 de Pleine-Fougères vis à vis des deux types de transferts. Nous avons réalisé la somme des rangs des bassins sur les quatre variables calculées par le modèle de calcul du réseau de drainage. Pour que les résultats de Landbuf soient comparables aux résultats du modèle de calcul du réseau de drainage, nous avons considéré le nombre de pixels haies traversés comme variable de caractérisation du rôle tampon des haies et nous avons extrait le nombre de haies traversées du nombre de pixels boisés. Le classement des bassins vis à vis des variables calculées par les deux modèles est présenté dans le tableau 10.5. Il faut distinguer, dans l'interprétation de ces résultats, les deux bassins de plus faible densité (le bassin 2125 de densité 78,6 $m.ha^{-1}$ et le bassin 3139 de densité 66,1 $m.ha^{-1}$). Les réseaux de haies des bassins 2125 et 3139 sont les moins fonctionnels vis à vis des deux types de transferts. On note que leur classement relatif n'est pas identique pour la surface et pour la subsurface. Concernant les autres bassins, de densité de haies plus élevée, les bassins 2120 et 2121 présentent les réseaux les plus fonctionnels pour les deux types de transferts. Le classement relatif des autres bassins varie. La distinction des deux types de transferts est donc justifiée.

TAB. 10.5 – Rang des bassins du site de Pleine-Fougères par rapport à la densité de haies et par rapport aux variables de fonctionnement calculées dans le modèle de calcul de réseau de drainage d'une part et dans le modèle LANDBUF d'autre part (classement par ordre d'efficacité décroissante).

BV	Densité de haies ($m.ha^{-1}$)	TRANSFERTS DE SURFACE					TRANSFERTS DE SUBSURFACE
		Densité de puits	Longueur de ruissellement	Surface drainée par puits	Surface directement connectée au cours d'eau	**Rang sur la somme des critères**	**Nombre de pixels haies traversés**
2120	3	1	4	2	2	**1**	**1**
2121	1	2	3	1	4	**2**	**2**
2125	7	7	2	6	7	**7**	**8**
2126	2	3	7	5	1	**3**	**5**
3137	6	5	5	4	5	**5/6**	**6**
3138	4	4	6	3	6	**5/6**	**4**
3139	8	8	8	7	8	**8**	**7**
3141	5	8	1	3	8	**4**	**3**

Chapitre 11

Modélisation de l'organisation et des dynamiques des paysages bocagers liées aux activités agricoles

11.1 Introduction

La contribution des dynamiques individuelles des exploitations agricoles à l'évolution des paysages est importante à considérer : les études diachroniques réalisées en Bretagne sur le bocage montrent que l'arasement des haies est antérieur au remembrement (Morant et al., 1995) et les données du recensement agricole montrent une conversion des prairies temporaires au maïs depuis les années 1970, y compris dans les zones non remembrées. Donc les paysages bocagers n'évoluent pas uniquement sous l'effet de dynamiques collectives. Les fonctionnements agricoles pouvant expliquer les différences observées actuellement dans les paysages sont les pratiques de gestion (rotations et successions culturales) ou les dynamiques de changement (changement de types de production, agrandissement des exploitations).

L'objectif de cette partie est de modéliser l'évolution des paysages bocagers sous l'effet des dynamiques agricoles, agrandissement des exploitations et changement de système de production, dans la perspective d'en évaluer l'impact sur les fonctionnements hydrologiques et hydrochimiques du bocage. Le paysage est défini par l'occupation du sol des parcelles et des bordures de champs, nous ne considérons pas les itinéraires techniques sur les parcelles. Ce travail peut être considéré comme une étape préalable à des tests de scénarios d'évolution de l'agriculture : il s'agit de vérifier que les changements dans les exploitations agricoles ont un impact sur l'organisation des paysages et sur leur rôle tampon.

Il existe différentes approches de modélisation de paysages agricoles et de leur évolution. Un premier type correspond à la modélisation de paysages non réalistes mais contrastés, dans le but de tester des hypothèses et d'élucider des processus : c'est le cas de la modélisation de réseaux de haies que nous avons réalisée dans le chapitre 9 ou de la modélisation réalisée par Beaujouan et al. (2001)

sur l'effet de différentes localisations relatives de cultures sous-fertilisées et de cultures surfertilisées sur les flux de nitrate dans un bassin versant. D'autres modèles visent à représenter des paysages et des évolutions plus réalistes, Lambin et al. (2000) proposent une classification : ils distinguent les *modèles empiriques*, qui identifient explicitement les causes d'un changement d'occupation du sol observé à partir d'analyses multivariées, les *modèles stochastiques*, qui permettent de prédire l'occupation du sol à partir de modèles de probabilité de transition d'un type d'occupation du sol à un autre (Walter et al., 2002; Corgne et al., 2003), les *modèles d'optimisation* où l'évolution de l'occupation du sol est liée à l'optimisation de critères micro et macro-économiques (Fohrer et al., 2001), et les *modèles dynamiques*, où l'évolution spatiale et temporelle de l'occupation du sol résulte d'interactions entre des processus biophysiques et socio-économiques. Ce dernier type regroupe une grande diversité de modèles en fonction des niveaux de décision ou des forçages pris en compte et du degré de spatialisation des différents processus.

Notre approche relève des modèles dynamiques, puisque l'évolution du paysage résulte de l'évolution des exploitations. Dans le domaine de la qualité de l'eau, peu de modèles d'évolution des paysages prennent en compte explicitement le niveau de l'exploitation. De nombreux travaux portent sur l'effet de scénarios d'évolution des grands types d'occupation du sol (forêt, agriculture, urbain)sur la qualité de l'eau à l'échelle régionale (Pontius et al.) : l'exploitation agricole n'apparaît pas, les types de cultures ne sont pas distingués. Le type d'exploitation est pris en compte dans les travaux de Klöcking et al. (2003), qui étudient l'effet d'un changement de la politique agricole sur l'hydrologie d'un bassin versant. Ils distinguent deux zones géographiques caractérisées par un type d'exploitation dominant. Le changement de politique se traduit par une évolution de la proportion des différentes cultures propre à chaque zone. La spatialisation des évolutions est par contre basée sur une allocation stochastique des cultures.

Par rapport à ces travaux, nous développons une approche de modélisation où le niveau de l'exploitation agricole est explicitement pris en compte pour la spatialisation des occupations du sol et de leurs évolutions. La modélisation s'appuie sur le site de Pleine-Fougères. Les travaux de Thenail (2002) et de Thenail et Baudry (2004) sur ce site, ont montré l'influence des déterminants agricoles sur l'organisation spatiale des paysages bocagers. Nous utilisons des règles statistiques d'allocation des usages définies à partir de l'observation de l'organisation des usages des parcelles et des haies sur le territoire des exploitations. Les simulations se déclinent en 3 étapes :

1. les exploitations (type et territoire) sont définies en fonction de la structure du parcellaire (Thenail, 2002) ;
2. l'occupation du sol des parcelles est définie en fonction des types d'exploitation et des caractéristiques propres des parcelles (taille, distance au siège d'exploitation, hydromorphie) (Thenail et Baudry, 2004) ;
3. les haies sont localisées en fonction des usages des parcelles adjacentes (Baudry et al., 2000)

Deux types d'évolutions des exploitations agricoles sont ensuite considérées : un agrandissement des exploitations, et un changement de système de production.

Dans cette partie, nous nous attachons à décrire l'effet des changements dans les exploitations

agricoles sur la composition et l'organisation de la mosaïque paysagère et à tester la stabilité de la procédure de simulation de paysages agricoles.

11.2 Matériel et méthodes

11.2.1 Site étudié et simulation d'une mosaïque initiale

Les simulations sont réalisées sur le site de Pleine-Fougères. Elles s'appuient sur le parcellaire réel (limites des parcelles d'usage l'année 2000), mais pas sur les territoires réels des exploitations du site. En effet, le territoire des exploitations dont le siège est situé sur le site de Pleine-Fougères n'est pas inclus strictement dans les limites du site, et inversement il existe des exploitations, dont le siège est situé à l'extérieur, mais dont une partie du territoire est sur le site. Pour permettre l'interprétation des changements réalisés au niveau des exploitations agricoles, les simulations s'appuient sur des territoires d'exploitation modélisés.

11.2.1.1 Définition et localisation des exploitations agricoles

Il s'agit en premier lieu de localiser les sièges d'exploitations et de construire leur territoire tel qu'il soit strictement inclus dans les limites du site. La localisation des exploitations existantes est connue dans les trois sites étudiés initialement par l'INRA SAD-Armorique, mais elle n'est pas connue dans l'ensemble du site.

Nous considérons que deux types d'exploitations sont présents, ce sont pour simplifier les types d'exploitations dominants actuellement dans le site de Pleine-Fougères (Thenail, 1996) :

- les exploitations laitières spécialisées de petite à moyenne dimension, avec une utilisation dominante des prairies (type 1),
- les exploitations laitières de grande dimension, avec une utilisation dominante du maïs (type 2).

La construction des territoires d'exploitation implique de définir le nombre et la localisation des sièges d'exploitation, ainsi que la surface de chaque exploitation, le nombre de parcelles et leur structure spatiale. Thenail (2002) met en évidence les relations entre la structure du parcellaire (taille et dispersion des parcelles principalement) et les types d'exploitations. Les petites exploitations laitières spécialisées (type 1) ont un parcellaire peu dispersé mais fragmenté. Les exploitations ont une superficie de 10 à 40 ha ; les parcelles sont de petite taille, en moyenne 0,7 ha ; le nombre de parcelles par exploitation varie de 40 à plus de 60 ; la majorité des parcelles sont situées à moins de 1 km du siège d'exploitation. Le territoire des grandes exploitations (type 2) est dispersé mais peu fragmenté. Les exploitations ont une superficie de 40 à plus de 60 ha ; la taille moyenne des parcelles est de 2,1 ha ; le nombre de parcelles par exploitation varie de 20 à 40 ; 65% des exploitations ont plus de 20% des parcelles situées à plus de 1 km du siège d'exploitation (jusqu'à 10 à 20 km). Les deux types d'exploitations sont donc distribués sur le parcellaire en fonction de la taille des parcelles. Les règles retenues pour la construction des territoires d'exploitation prennent en compte les différences de structure de parcellaire observées par Thenail (2002) (tableau 11.1). Elles privilégient les critères

de surface de l'exploitation, de distribution de la taille des parcelles et de dispersion du parcellaire. La fragmentation du territoire n'est que partiellement prise en compte : le nombre de parcelles allouées à chaque exploitation est contrôlé, mais pas le nombre d'îlots (ensembles de parcelles contiguës d'une même exploitation).

Tab. 11.1 – Règles de construction des territoires d'exploitation

	Exploitation de type 1	Exploitation de type 2
Surface de l'exploitation (ha)	30	60
Structure du parcellaire (nb de parcelles)		
de 0 à 0.5 km du siège	15	10
de 0.5 à 1 km du siège	20	15
de 1 à 4 km du siège	10	10
à plus de 4 km du siège	2	5

Dans le site de Pleine-Fougères, la taille des parcelles décroît du nord au sud. Trois zones sont distinguées (figure 11.1) :

- au sud, les parcelles sont de petite taille, la majorité des parcelles ont une surface inférieure à 2 ha (zone 1) ;
- dans la zone intermédiaire, la taille des parcelles est hétérogène (zone 2) ;
- au nord, les parcelles sont de grande dimension, la majorité ont une surface supérieure à 2 ha (zone 3).

Compte tenu de ce zonage du parcellaire, les types d'exploitations sont répartis de la façon suivante :

- dans la zone 1, toutes les exploitations sont de type 1,
- dans la zone 2, 50% des exploitations sont de type 1 et 50% sont de type 2,
- dans la zone 3, toutes les exploitations sont de type 2.

Les sièges d'exploitation réels, dont la localisation, est connue sont conservés. Les autres sièges d'exploitation sont localisés potentiellement dans les hameaux. Il existe 331 hameaux dans le site. D'après la taille moyenne des exploitations et la surface des différentes zones du parcellaire, le nombre total de sièges d'exploitation à localiser est de 155. Les localisations des sièges d'exploitation sont choisies au hasard parmi les localisations potentielles.

11.2.1.2 Construction des territoires d'exploitations

Les territoires sont construits exploitation par exploitation. Les parcelles sont caractérisées par leur surface et par leur distance euclidienne à chaque siège d'exploitation. Les exploitations sont classées au hasard. Pour chaque exploitation, les parcelles sont choisies en fonction des règles définies

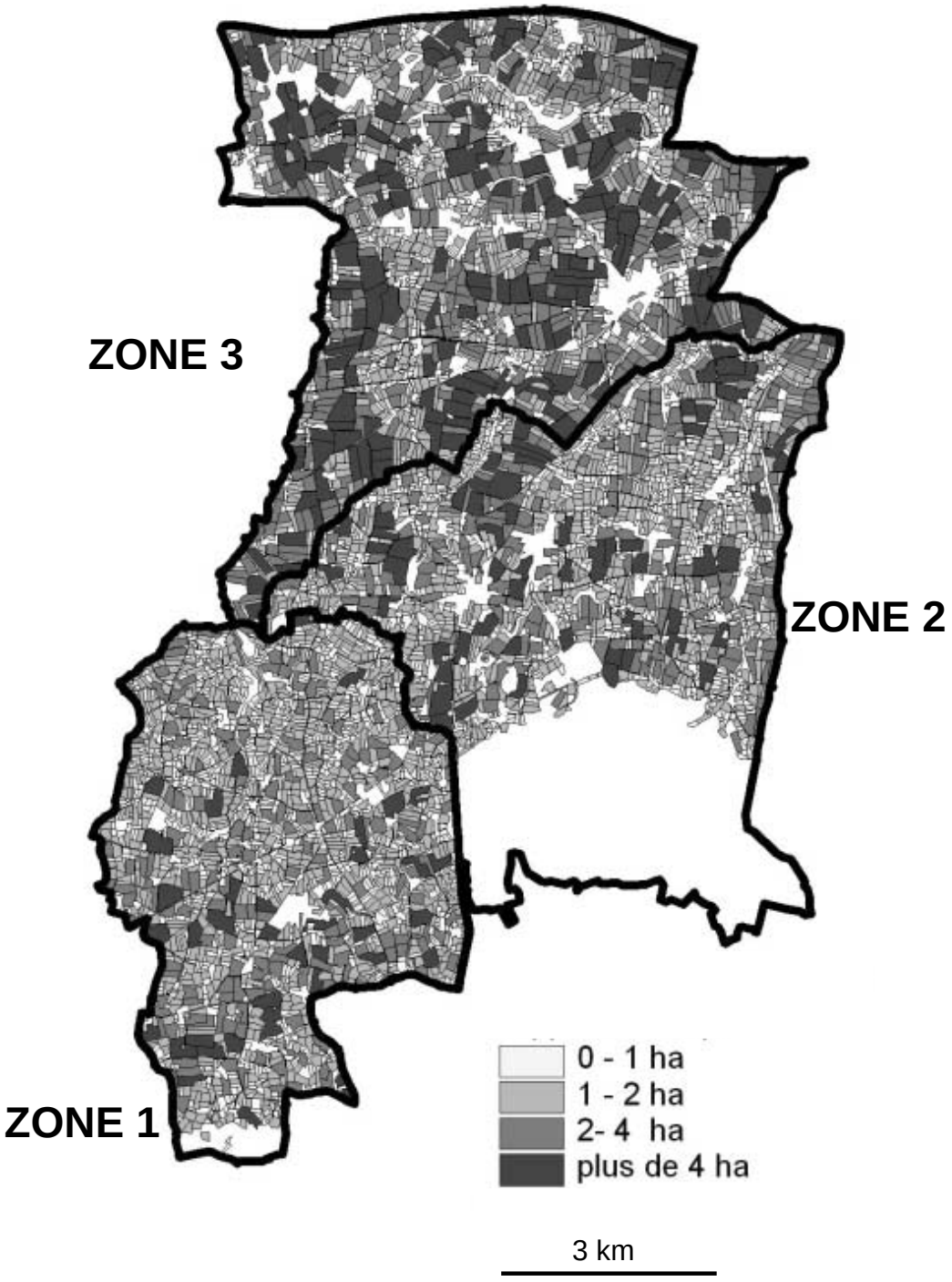


FIG. 11.1 – Distribution de la taille des parcelles sur le site de Pleine-Fougères et définition des localisation des trois zones du parcellaire.

dans le tableau 11.1. La procédure d'attribution des parcelles est optimisée sur le critère de surface des exploitations : 20 répétitions sont réalisées, la surface de l'exploitation est calculée pour chaque répétition. Parmi les 20 répétitions, le lot de parcelles finalement attribué à l'exploitation est celui pour lequel la surface de l'exploitation est la plus proche de la surface attendue (30 ha pour le type 1 et de 60 ha pour le type 2).

La procédure d'allocation des parcelles aux exploitations du site a été répétée 10 fois pour tester la stabilité de la simulation : 10 mosaïques de territoires d'exploitations ont été construites. A l'issue de la procédure d'allocation, il reste 250 à 300 parcelles non allouées, soit 3 à 4,5% des parcelles du site. Nous considérons qu'elles appartiennent à des exploitations situées à l'extérieur du site. La procédure d'allocation permet d'obtenir des superficies d'exploitations différentes entre les deux types (figure 11.2).

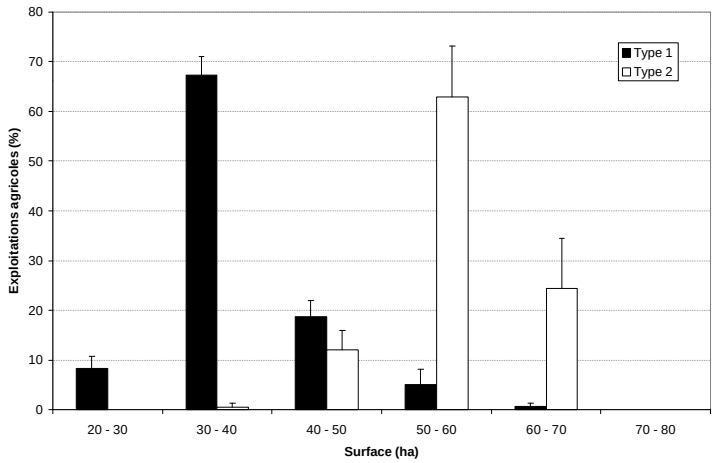


FIG. 11.2 – Distribution de la superficie des exploitations agricoles par type d'exploitation, dans les simulations de paysages bocagers sur le site de Pleine-Fougères.

La stabilité de la localisation des types d'exploitation par rapport au cours d'eau entre les répétitions a été analysée, en considérant la composition en type d'exploitation dans trois classes d'indice climato-topographique (paragraphe 8.2, p.122) : supérieur à 2,78 (zone de bas de versant), entre 2,31 et 2,78 , inférieur à 2,31 (versant) (figure 11.3). La variation est faible et du même ordre de grandeur pour les différents types d'exploitation : l'espace inter-quartile est inférieur ou égale à 5% pour toutes les classes. La localisation des parcelles des deux types d'exploitation dans le versant dépend peu de la mosaïque de territoires d'exploitations considérée. Le choix de la mosaïque n'introduit pas de biais dans la structure du paysage par rapport au cours d'eau, la procédure de construction des territoires est stable sur le critère de composition des classes d'indice topographique

en types d'exploitation.

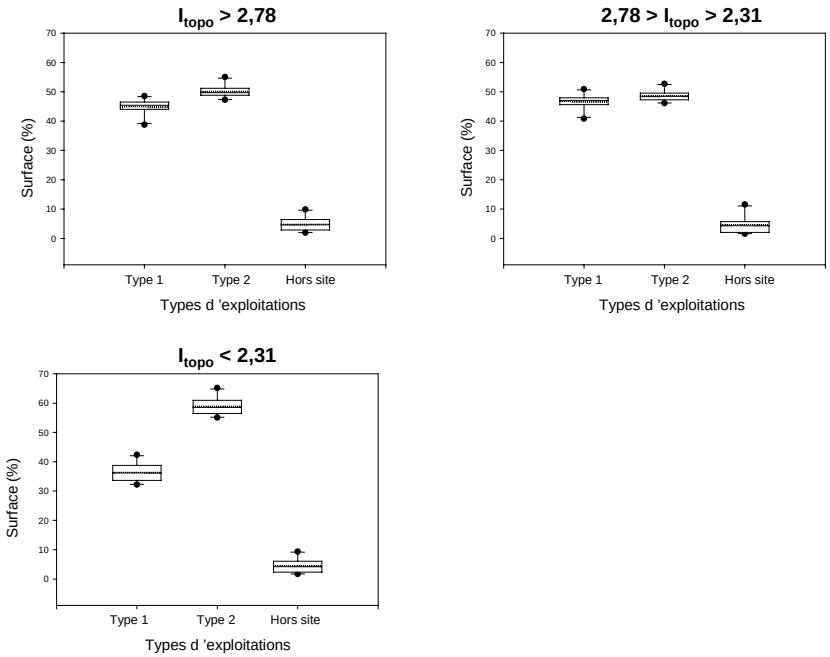


FIG. 11.3 – Composition des trois classes d'indice climato-topographique, I_{topo}, en type d'exploitations dans le site de Pleine-Fougères pour les 10 mosaïques de territoires d'exploitations modélisées.

11.2.1.3 Allocation des usages aux parcelles

Quatre types d'usages sont modélisés : le maïs, les céréales, les prairies temporaires et les prairies permanentes. Ils correspondent aux usages principaux existants dans le site de Pleine-Fougères.

Le travail de Thenail et Baudry (2004) permet de définir des règles d'allocation de l'usage des parcelles en fonction des types d'exploitation et de la structure de leur parcellaire (tableaux 11.2 et 11.3) : l'usage de la parcelle dépend du type d'exploitation, de sa taille, de la distance au siège d'exploitation et de l'hydromorphie. Ces règles ont déjà été utilisées dans Baudry et al. (2003).

Pour les parcelles appartenant à une exploitation extérieure au site, on considère que l'exploitation est de type 2 et que la parcelle est située loin du siège d'exploitation. L'usage de ces parcelles dépend uniquement de leur taille : les parcelles de moins de 1 ha sont en prairie permanente ; 50% des parcelles de plus de 1 ha sont en céréales et 50% sont en maïs.

Les prairies permanentes sont allouées en premier lieu. Puis, pour une distribution donnée de prairies permanentes, dix répétitions d'allocation des autres usages sont réalisées. Chaque répétition est considérée comme une année culturale et une succession de cultures sur dix années est ainsi modélisée.

TAB. 11.2 – Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 1.

Distance	Hydromorphie	Surface	Maïs	Céréales	Prairie temporaire	Prairie permanente
$< 0.5km$	faible	$< 1ha$	0	0	100	0
		$\geq 1ha$	20	10	70	0
	moyenne	$< 1ha$	0	0	100	0
		$\geq 1ha$	10	0	90	0
	forte	$< 1ha$	0	0	50	50
		$\geq 1ha$	10	0	90	0
de 0.5 à 1 km	faible	$< 1ha$	10	10	50	30
		$\geq 1ha$	25	25	50	0
	moyenne	$< 1ha$	0	0	50	50
		$\geq 1ha$	45	20	35	0
	forte	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	50	10	40	0
$\geq 1km$	faible	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	50	50	0	0
	moyenne	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	60	40	0	0
	forte	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	35	5	25	35

TAB. 11.3 – Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 2

Distance	Hydromorphie	Surface	Maïs	Céréales	Prairie temporaire	Prairie permanente
$< 0.5km$	faible	$< 1ha$	0	0	100	0
		$\geq 1ha$	20	20	60	0
	moyenne	$< 1ha$	0	0	100	0
		$\geq 1ha$	20	20	60	0
	forte	$< 1ha$	0	0	30	70
		$\geq 1ha$	20	0	80	20
de 0.5 à 1 km	faible	$< 1ha$	10	10	50	30
		$\geq 1ha$	50	50	0	0
	moyenne	$< 1ha$	0	0	50	50
		$\geq 1ha$	65	35	0	0
	forte	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	75	25	0	0
$\geq 1km$	faible	$< 1ha$	50	50	0	0
		$\geq 1ha$	50	50	0	0
	moyenne	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	60	40	0	0
	forte	$< 1ha$	0	0	0	100
		$\geq 1ha$	75	0	0	25

Dix répétitions d'allocation de prairies permanentes ont été réalisées par mosaïque de territoire. Nous avons analysé la variation de la surface en prairies permanentes par classe d'indice climato-topographique pour les différentes répétitions (figure 11.4). Les variations inter et intra-mosaïque de territoires d'exploitation sont faibles, excepté pour la mosaïque 2 qui se caractérise par une surface en prairies permanentes plus faible dans toutes les classes d'indice topographique. La variation plus importante dans la classe d'indice supérieur à 2,78 peut être attribuée à un effet d'échelle, puisque cette classe représente une surface plus faible que les deux autres.

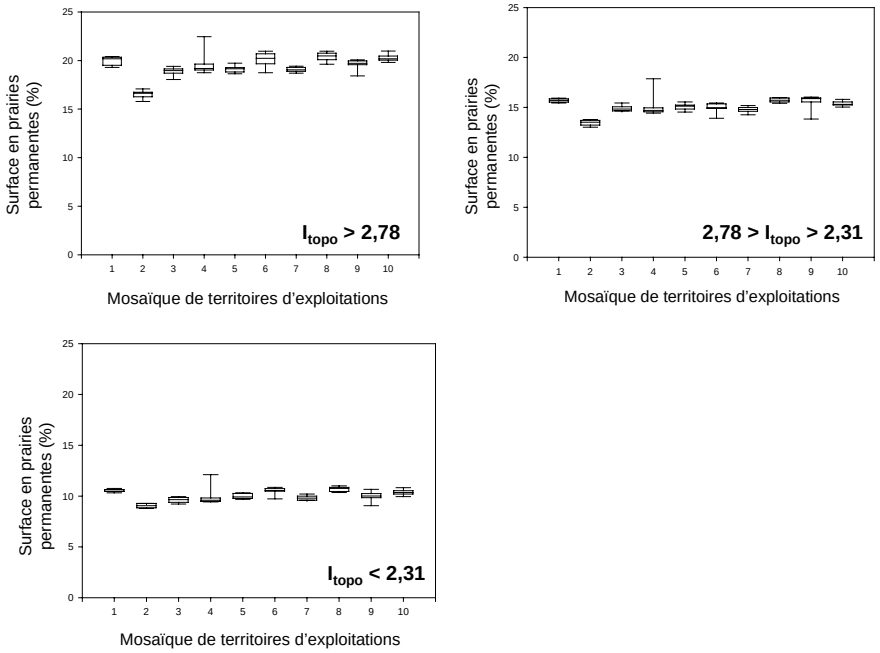


FIG. 11.4 – Surface en prairies permanentes dans les mosaïques de territoires d'exploitations simulées sur le site de Pleine-Fougères dans trois classes d'indice climato-topographique I_{topo}.

11.2.1.4 Allocation des haies sur les bordures de champs

Le travail de Baudry et al. (2000) permet de définir des règles d'allocation des haies en fonction de l'occupation du sol des parcelles adjacentes. Toutes les bordures adjacentes aux prairies permanentes sont des haies. 2/3 des bordures adjacentes aux parcelles fréquemment utilisées en prairies temporaires (au moins 7 années sur 10) sont des haies. Pour les autres occupations du sol, 1/3 des bordures sont considérées comme des haies.

11.2.2 Modélisation de l'évolution des fonctionnements agricoles

A partir du paysage initial, nous simulons deux types d'évolution des exploitations agricoles : d'une part un agrandissement des exploitations, qui se traduit par une modification du parcellaire

avec des regroupements de parcelles ; d'autre part un changement des systèmes de production, qui affecte l'usage des parcelles sans modification du parcellaire.

11.2.2.1 Agrandissement des exploitations

Dans la bibliographie, le constat de l'agrandissement des exploitations est fait (Croix, 1997), mais les mécanismes sont peu explicités. Il existe des agrandissements par acquisition progressive de parcelles proches des parcelles de l'exploitation. Il existe aussi des agrandissements par reprise d'une autre exploitation dans sa totalité, parfois située loin du siège de l'exploitation.

La méthode retenue est l'agrandissement par la reprise de la totalité des parcelles d'une autre exploitation. A partir du parcellaire initial, les exploitations sont regroupées deux à deux pour former une seule nouvelle exploitation. Les couples d'exploitations regroupées sont choisis en fonction de la proximité des sièges d'exploitation. Le siège de la nouvelle exploitation créée est choisi aléatoirement parmi les deux sièges initiaux.

L'agrandissement des exploitations entraîne un agrandissement des parcelles : si deux parcelles contiguës appartiennent à la même exploitation, elles sont agrégées, i.e. la bordure de champs située entre les deux est supprimée. Les parcelles situées en zone hydromorphe ne sont pas agrandies.

L'agrandissement ne concerne que les petites exploitations, les exploitations de type 1. A l'issue de l'agrandissement, toutes les exploitations sont de type 2, cohérent avec la surface de leur territoire.

11.2.2.2 Changement de système de production, définition des types d'exploitation 3 et 4

Le territoire des exploitations est inchangé, seules les règles d'allocation des usages aux parcelles sont modifiées du fait que de nouveaux types de systèmes sont utilisés.

La moitié des exploitations abandonnent l'élevage laitier et ne produisent que des cultures de vente, céréales et maïs (type 3). Les parcelles les plus petites et les plus hydromorphes sont en prairies permanentes. Le maïs est conservé dans l'assolement malgré l'abandon de la production laitière : il peut s'agir de maïs grain et/ou de maïs ensilage que les exploitations de type 3 vendent aux exploitations laitières de la région (tableau 11.4). L'autre moitié des exploitations se convertit en élevage laitier extensif, avec un usage de prairies temporaires uniquement et sans maïs (type 4) (tableau 11.5). Le changement de système de production ne concerne que les exploitations de grande taille, les exploitations de la zone 3, car la culture de céréales est généralement réalisée dans des parcelles de grande taille, et le passage à un système laitier basé sur les prairies nécessite de disposer de grandes surfaces pour produire du fourrage en quantité suffisante.

Les règles d'allocation des haies aux bordures de champs sont inchangées.

Cinq répétitions d'allocation des nouveaux types d'exploitations aux exploitations initiales de type 2 sont réalisées.

Des exemples de cartes d'occupation du sol et des haies pour la situation initiale, la situation après agrandissement et la situation après changement de système de production sont présentés en Annexe 1.

Tab. 11.4 – Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 3.

Hydromorphie	Surface	Maïs	Céréales	Prairies permanentes
Faible	$< 1ha$	30	60	10
	$\geq 1ha$	10	90	0
Moyenne	$< 1ha$	50	25	25
	$\geq 1ha$	30	70	0
Forte	$< 1ha$	25	0	75
	$\geq 1ha$	70	30	0

Tab. 11.5 – Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 4.

Hydromorphie	Surface	Prairie temporaire	Prairie permanente
Faible	$< 1ha$	100	0
	$\geq 1ha$	100	0
Moyenne	$< 1ha$	50	50
	$\geq 1ha$	100	0
Forte	$< 1ha$	30	70
	$\geq 1ha$	75	25

11.3 Résultats

11.3.1 Effets de l'agrandissement des exploitations sur la structure spatiale du paysage

11.3.1.1 Surface des exploitations agricoles

A l'issue de l'agrandissement, 27 exploitations sont présentes dans la zone 1, 31 dans la zone 2 et 46 dans la zone 3. La distribution de la taille des exploitations dans les zones 1 et 2 du site, avant et après agrandissement, est présentée dans la figure 11.5. Les exploitations agrandies ont une superficie supérieure aux exploitations de type 2 inchangées (figure 11.2).

11.3.1.2 Taille des parcelles

Le nombre total de parcelles du site passe de 6253 à 5838 ; il diminue en moyenne de 30,0 % (écart-type 1,6 %) dans la zone 1, et de 11,5 % (écart-type 0,7 %) dans la zone 2.

Le nombre de parcelles et la distribution de la taille des parcelles varient peu entre les répétitions. L'agrandissement se traduit par une diminution du nombre de parcelles de moins de 1 ha et une augmentation du nombre de parcelles de plus de 2 ha à plus de 4 ha dans la zone 1. Dans la zone 2, le nombre de parcelles de plus de 4 ha ne varie pas (figure 11.6).

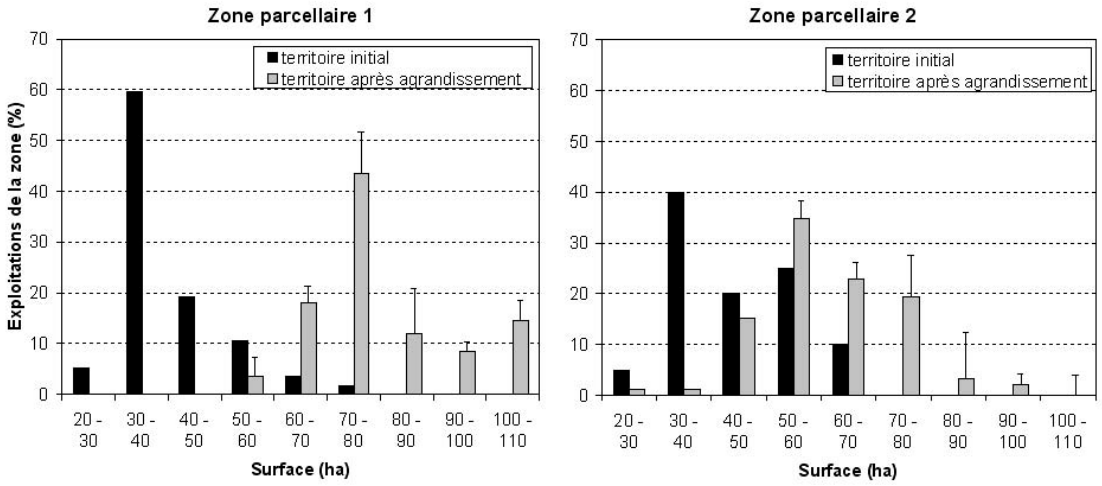


FIG. 11.5 – Distribution de la taille des exploitations modélisées dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères avant et après agrandissement des exploitations.

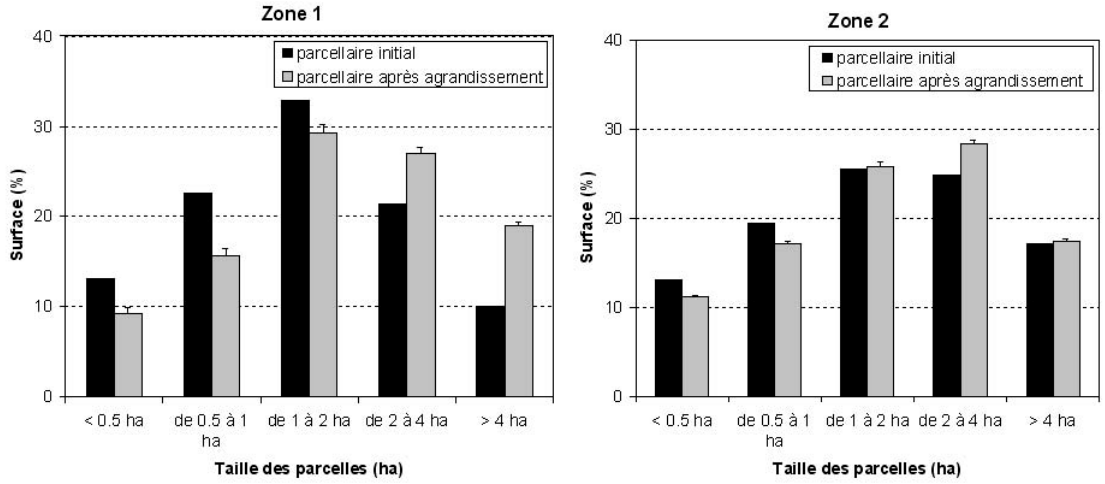


FIG. 11.6 – Distribution de la taille des parcelles dans les paysages modélisés, dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères, avant et après agrandissement des exploitations.

11.3.1.3 Surface et localisation des prairies permanentes

L'évolution de la surface et de la localisation des prairies permanentes est analysée sur trois répétitions d'allocation des prairies par agrandissement.

La surface en prairies permanentes passe de 17,5 à 10,6 % dans la zone 1, de 17,5 à 11,3 % dans la zone 2 et de 8,6 à 6,9 % dans la zone 3. La diminution de la surface en prairies permanentes est homogène quelle que soit la classe d'indice topographique considérée. Elle reste, comme dans le paysage initial, plus importante en bas de versant que dans le reste du bassin, et l'agrandissement ne renforce pas la polarisation de la localisation des prairies permanentes vers le bas de versant.

11.3.1.4 Densité et localisation des haies

Dix réseaux de haies ont été simulés pour les trois configurations de prairies permanentes pour une mosaïque donnée. La densité de haies passe de 195,5 à 131,6 $m.ha^{-1}$ en moyenne dans la zone 1, de 106,8 à 97,4 $m.ha^{-1}$ en moyenne dans la zone 2 et ne varie pas (104,6 $m.ha^{-1}$) en moyenne dans la zone 3 (figure 11.7).

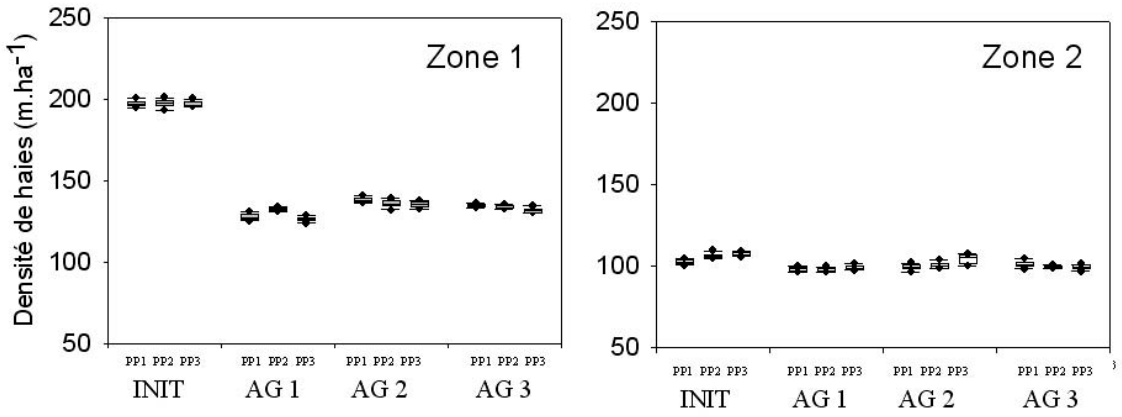


FIG. 11.7 – Évolution de la densité de haies dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères lors de l'agrandissement. Résultats pour 10 simulations de réseaux de haies, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT).

11.3.1.5 Localisation et surface des cultures et des prairies temporaires

– *Maïs* (Annexe 2) : dans la zone 1, on retrouve la même proportion de maïs, que l'on considère l'ensemble de la zone ou la zone de bas de versant. La proportion de maïs augmente de 15 à 20% avec l'agrandissement des exploitations. Dans la zone 2, la proportion de maïs passe de 30 à 33% sur l'ensemble de la zone, pour la zone de bas de versant, l'augmentation n'est pas significative (au vu des box-plots). Après agrandissement, les proportions de maïs sont

similaires dans les zones 1 et 2 et de l'ordre de 33%. Elle reste reste supérieure en moyenne dans la zone 3.

- *Céréales* (Annexe 2) : dans la zone 1, la surface en céréales augmente de 15% (de 20 à 35%), dans l'ensemble de la zone comme en bas de versant. Dans la zone 2, la surface en céréales augmente d'environ 10%. La proportion est de 25% dans la zone de bas de versant et 35% dans l'ensemble de la zone. Les céréales sont majoritairement situées dans les classes d'indice topographique inférieur à 2,78. La proportion de céréales est similaire dans les trois zones parcellaires du site. La proportion de céréales en bas de versant est plus importante dans la zone 1 (30%) que dans les zones 2 et 3.
- *Prairies temporaires* (Annexe 2) : dans la zone 1, avant agrandissement, la proportion de prairies temporaires est plus faible en bas de versant (30%) que dans l'ensemble de la zone (40%). Après agrandissement, elle est de 10 à 15% en bas de versant comme dans l'ensemble de la zone. Dans la zone 2, la proportion de prairies temporaires passe de 20 à 10% dans l'ensemble de la zone et de 20-30% à 10% dans la zone de bas de versant. Dans les 3 zones, la proportion de prairies temporaires est similaire après agrandissement.

L'agrandissement se traduit par une modification de la composition de la mosaïque culturale, marquée par la diminution des surfaces en prairies temporaires et permanentes au profit des surfaces en maïs et en céréales. Il ne se traduit pas par une modification majeure de la structure spatiale de l'occupation du sol : les différences relatives de composition de la mosaïque culturale entre le bas de versant (définie par un indice topographique supérieur à 2,78) et le reste du territoire varient peu.

11.3.2 Effet du changement de système de production sur la structure spatiale du paysage

Les résultats sont présentés pour la zone parcellaire 3, les deux autres zones ne sont pas concernées par le changement de système de production. (Rappel : les types d'exploitation sont définis dans les tableaux 11.4 et 11.5).

11.3.2.1 Localisation des exploitations de type 3 et 4

Trois répétitions d'allocation des types d'exploitations aux exploitations de la zone 3 ont été réalisées. Seule l'allocation des exploitations 3 et 4 varie d'une répétition à l'autre, les types 1 et 2 ne sont pas ré-alloués à chaque répétition.

A l'échelle de la zone 3, la proportion de type 3 et 4 est de l'ordre de 40 % quelle que soit la répétition, quelle que soit la classe d'indice topographique (tableau 11.6). Par contre, la distribution des types d'exploitation n'est pas homogène entre les bassins versants.

11.3.2.2 Densité et localisation des haies

A l'échelle de la zone 3, la densité de haies passe de 104,6 $m.ha^{-1}$ en moyenne dans le paysage initial à 113,2 $m.ha^{-1}$ en moyenne dans les paysages après changement de système de production.

TAB. 11.6 – Pourcentage moyen (écart-type) d'exploitations 3 et 4 par classe d'indice topographique I_{topo}, à l'échelle de la zone parcellaire 3 et à l'échelle du bassin versant C.

Indice topographique	Zone 3		Bassin C	
	Type 3	Type 4	Type 3	Type 4
$I_{topo} > 2{,}38$	39,92 (0,90)	38,82 (0,90)	44,68 (3,79)	39.37 (3,79)
$2{,}31 < I_{topo} < 2{,}38$	39,84 (1,90)	39,38 (1,90)	44,56 (3,20)	41.24 (3,20)
$2{,}31 < I_{topo}$	39,55 (1,34)	37,97 (1,34)	46,35 (7,93)	38,16 (7,93)

L'augmentation de la densité concerne les surfaces les plus éloignées du cours d'eau, d'indice topographique supérieur à 2,78 (figure 11.8).

A l'échelle des bassins versants de la zone 3, la densité de haies varie entre les répétitions d'allocation des types d'exploitations 3 et 4 (Annexe 3).

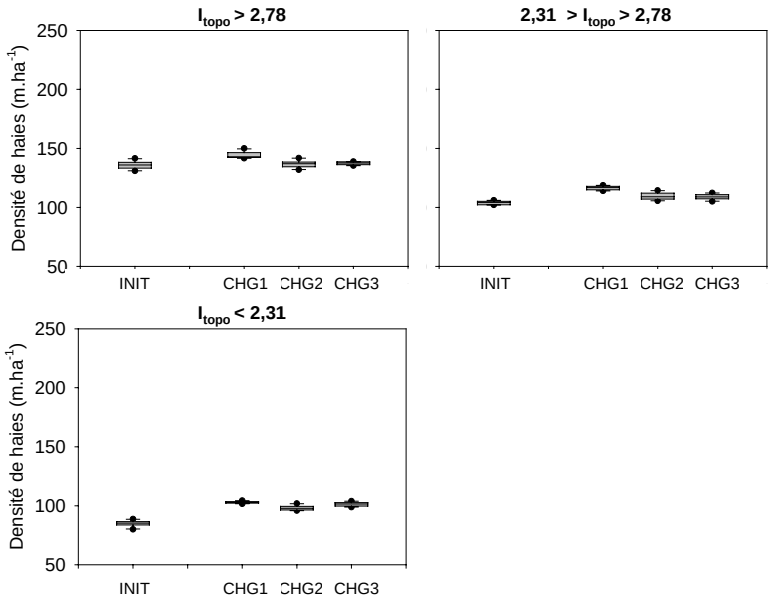


FIG. 11.8 – Évolution de la densité de haies par classe d'indice topographique I_{topo} lors du changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour trois chaque mosaïque de territoire (CHG1 à CHG3) après changement de système de production par rapport à la mosaïque initiale (INIT).

11.3.2.3 Localisation et surface des cultures et des prairies

Les résultats présentés concernent une configuration de prairies permanentes par répétition de changement de système de production. Dix répétitions d'allocation de l'occupation du sol ont été réalisées, considérées comme une succession culturale de 10 années. Compte tenu des systèmes de production modélisés, seule la localisation des céréales et du maïs change d'une année à l'autre. La localisation des prairies temporaires ne varie pas.

A l'échelle de la zone 3, le changement de système de production se traduit par une diminution de la surface en maïs de 38% à 15%. La surface en céréales ne varie pas. La surface en prairies temporaires augmente de 15 à 35% et la surface en prairies permanentes ne diminue quasiment pas. On observe la même évolution dans la zone de bas de versant, avec des variations inter-annuelles plus marquées. Les différences de composition relative de la mosaïque culturale entre la zone de bas de versant et l'ensemble de la zone 3 varient peu, si ce n'est que les surfaces en maïs et en céréales sont similaires dans le bas-fond et dans le reste de la zone 3 alors qu'initialement la surface en maïs est plus élevée en bas de versant (38 % contre 33 %) et que la surface en céréales est plus faible en bas de versant (25 % contre 30 %).

A l'échelle des bassins versants de la zone 3, la composition de la mosaïque culturale est variable entre les trois répétitions (Annexe 4) : elle dépend de l'étape d'allocation des types d'exploitations 3 et 4 aux sièges d'exploitations de la zone 3.

Le changement vers deux systèmes de production contrastés entraîne une modification de la composition de la mosaïque culturale. La traduction des changements de système à l'échelle des bassins versants varie entre les bassins.

11.4 Conclusion

Impact des évolutions des exploitations sur l'organisation du paysage

L'agrandissement des exploitations conduit essentiellement à une évolution de la composition de la mosaïque paysagère, marquée par une augmentation des surfaces en maïs au détriment des surfaces en prairies temporaires, et par une diminution de la densité de haies. La structure spatiale des paysages, ici analysée en terme d'organisation des cultures et des haies par rapport au cours d'eau, évolue peu : les différences de composition des mosaïques paysagères entre les classes d'indice topographique varient peu entre l'état initial et l'état après agrandissement. Deux processus sont à l'origine des évolutions observées lors de l'agrandissement des exploitations : l'agrandissement des parcelles et le changement de type d'exploitation qui découle de la nouvelle structure du territoire des exploitations.

Le changement de systèmes de production consiste en une spécialisation des exploitations. Il conduit à une évolution de la composition de la mosaïque paysagère, marquée par une diminution des surfaces en maïs au profit des prairies temporaires et des céréales, et par une augmentation de la densité de haies. A l'échelle de la zone du parcellaire, échelle des fonctionnements agricoles, les effets

du changement de système de production sont stables entre les répétitions. A l'échelle du bassin versant, échelle de gestion de la qualité de l'eau, les effets du changement de système de production sont dépendants de l'allocation des types d'exploitation et donc de la localisation des exploitations et de l'organisation de leur territoire dans les bassins versants.

Limites de la méthode

Ce travail de modélisation de l'organisation et de la dynamique des paysages sous l'effet des fonctionnements agricoles doit être considéré comme un travail exploratoire sur la simulation de paysages réalistes du point de vue agricole. Il montre que la modélisation de dynamiques agricoles est complexe, et qu'elle nécessite de prendre en compte de nombreux processus. Il permet de s'interroger sur les processus à intégrer dans la simulation de paysages agricoles et de mettre en évidence les étapes clés de la modélisation. Les facteurs susceptibles d'introduire des variations sont nombreux et doivent être explorés plus en détail.

Parmi ces facteurs, la structure spatiale du parcellaire choisi contraint fortement la localisation des types d'exploitation et les possibilités d'évolution du paysage : le parcellaire réel de Pleine-Fougères présente un gradient nord-sud de taille de parcelles. Il est également structuré par rapport au réseau hydrographique, avec de petites parcelles à proximité du cours d'eau. L'intérêt du choix du parcellaire du site de Pleine-Fougères est qu'il montre que les évolutions individuelles ne modifient pas radicalement la structure du paysage et que, sans aménagement collectif, les possibilités d'évolution sont très réduites. Une alternative est de réaliser les simulations à partir d'un parcellaire modélisé, soit composé de parcelles de taille et de forme homogène, soit composé de parcelles de taille et de formes diverses et dont l'organisation spatiale est contrôlée. Mais peu de références bibliographiques sur les processus d'évolution des parcellaires sont disponibles pour appuyer la définition de règles de construction d'un parcellaire ex-nihilo.

La structure des territoires d'exploitation initiaux constitue une seconde contrainte dans la simulation. Les règles de construction retenues ne prennent pas en compte la fragmentation des territoires si bien qu'au sein d'une exploitation peu de parcelles sont adjacentes. Or nous émettons l'hypothèse que la fragmentation du territoire d'une exploitation n'est pas neutre sur l'effet du fonctionnement et de la dynamique de cette exploitation sur les fonctionnements écologiques du paysage. La structure spatiale des territoires initiaux limite les possibilités de regroupement de parcelles lors de l'agrandissement des exploitations.

Nous n'avons pas représenté une réelle évolution des paysages bocagers, mais nous avons plutôt modélisé des états de paysages liés à des états des exploitations agricoles. En effet, nous avons bien modélisé une évolution des exploitations agricoles, en faisant évoluer les systèmes de production ou les territoires d'exploitation à partir de leur état initial. Par contre, nous avons modélisé les réseaux de haies après agrandissement des exploitations ou après changement de système de production, sans prendre en compte l'état initial du réseau bocager.

La modélisation de l'agrandissement des exploitations est élémentaire. Nous avons choisi d'agré-

ger des exploitations dont les sièges sont situés à faible distance, ce qui nous permet de gérer facilement la disparition et la recomposition des exploitations. Il apparaît nécessaire de diviser la procédure d'agrandissement en plusieurs étapes, avec une acquisition progressive de parcelles proches des parcelles de l'exploitation à agrandir. Ceci permettrait vraisemblablement de simuler des paysages plus contrastés et plus proches des processus d'agrandissements réels.

Enfin, la représentation des successions culturales n'est pas réaliste. Une alternative à l'allocation des usages de parcelle serait l'allocation de rotations ou la modélisation des décisions qui conduisent à la mise en place des rotations. Cependant, les déterminants de l'allocation des types de rotations culturales aux parcelles sont encore peu connus (Thenail et al., in press).

Chapitre 12

Effet des dynamiques agricoles sur le rôle tampon des paysages bocagers

L'objectif de cette partie est d'analyser l'effet de l'évolution des paysages agricoles, par agrandissement des exploitations (paragraphe 12.1) ou par changement de système de production (paragraphe 12.2) , sur leur rôle tampon hydrologique et hydrochimique.

Le modèle topologique de calcul du réseau de drainage et le modèle d'analyse structurale LANDBUF, décrits précédemment (paragraphes 10.1 et 10.2), sont appliqués aux paysages simulés pour caractériser leur fonctionnement vis à vis des transferts de surface et des transferts de subsurface.

L'analyse n'est réalisée que pour une répétition par simulation. Les résultats présentés correspondent aux moyennes sur une succession culturale de trois années.

12.1 Effet de l'agrandissement des exploitations sur le rôle tampon des paysages bocagers

Les résultats présentés concernent les bassins versants des zones 1 et 2 du parcellaire de Pleine-Fougères.

12.1.1 Transferts de surface : application du modèle topologique de calcul du réseau de drainage

Les résultats présentés concernent trois bassins d'ordre 2 et trois bassins d'ordre 3 (tableau 12.1). Parmi les ordres 2, les deux bassins 2120 et 2121 ont une densité de haies similaire (169,1 et 168,0 $m.ha^{-1}$, respectivement pour 2120 et 2121) avant et après agrandissement (131,8 et 132,4 $m.ha^{-1}$, respectivement pour 2120 et 2121). Dans le bassin 2126, l'agrandissement des exploitations se traduit par une faible variation de la densité de haies.

TAB. 12.1 – Effet de l'agrandissement des exploitations agricoles sur les caractéristiques du réseau de drainage prenant en compte les haies.

	Paysage initial						Paysage après agrandissement des exploitations agricoles					
	Bassins d'ordre 2			Bassins d'ordre 3			Bassins d'ordre 2			Bassins d'ordre 3		
	2120	2121	2126	3137	3138	3141	2120	2121	2126	3137	3138	3141
Surface du bassin (ha)	635,8	660,4	232,9	1092,0	1589,4	587,7	635,8	660,4	232,9	1092,0	1589,4	587,7
Densité de haies ($m.ha^{-1}$)	169,1	168,0	159,5	136,5	140,6	151,9	131,8	132,4	157,0	126,0	121,0	121,4
Densité de mailles haies puits (nombre de puits par ha)	0,90	0,88	0,85	0,69	0,70	0,81	0.68	0,71	0,81	0,65	0,63	0,70
Surface moyenne drainée par maille puits (ha)	0,85	0,85	0,89	1,04	1,01	0,93	1,1	1,0	1,0	1,2	1,2	1,0
Longueur moyenne de ruissellement (m)	194,2	225,2	306,9	266,4	252,3	176,6	235,4	258,8	282,3	263,7	252,7	216,1
Longueur de ruissellement avec haie / longueur de ruissellement sans haie (%)	55	65	69	71	65	72	49	67	75	64	70	65
Surface drainée directement connectée au cours d'eau (%)	22,4	25,2	24,3	27,9	28,7	25,0	25,5	27,9	17,6	24,3	23,7	29,3

12.1.1.1 Évolution de la densité de mailles haies puits

La diminution de la densité de haies, comprise entre 1,6 à 22,0 % selon les bassins, entraîne une diminution de la densité mailles haies puits comprise entre 5 à 24,2 %. (figure 12.1). Le classement des bassins vis à vis de la densité de mailles haies puits est modifié par rapport à la mosaïque initiale (tableau 12.1). La variation de la densité de puits n'est pas proportionnelle à la variation de la densité de haies : pour des diminutions de densité inférieures à 15 %, la densité de puits diminue peu, le réseau de haies résiduel est plus efficace que le réseau initial puisque le nombre de mailles puits par maille haie augmente. Par contre, pour des diminutions de densité supérieures à 15 % la densité de puits diminue plus fortement et l'efficacité du réseau de haies diminue : les fortes variations de densité conduisent donc à des changements fonctionnels.

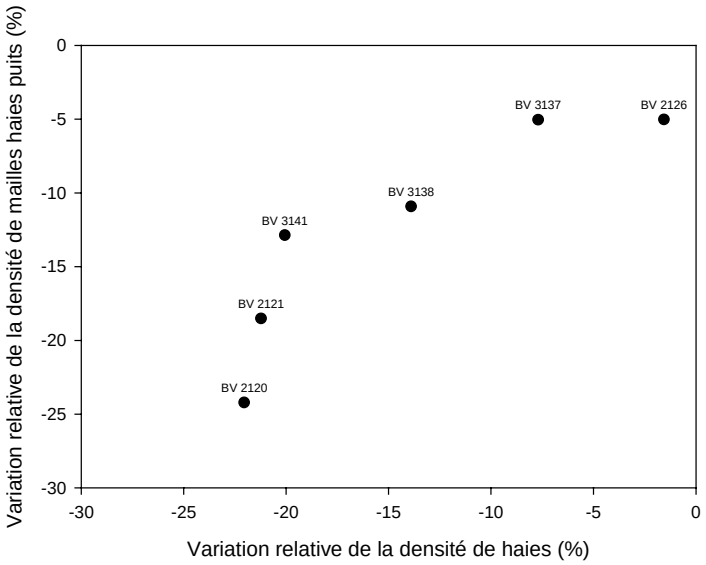


FIG. 12.1 – Variation relative de la densité de mailles haies puits en fonction de la variation relative de la densité de haies lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères.

12.1.1.2 Évolution de la surface drainée par maille haie puits

La surface drainée par puits augmente, mais l'augmentation n'est pas corrélée à l'évolution de la densité de haies (tableau 12.1).

12.1.1.3 Évolution de la surface drainée directement connectée au cours d'eau

Deux groupes de bassins se distinguent (figure 12.2) :

– dans les bassins 2126, 3137 et 3138, la diminution de la densité est faible et elle se traduit par une diminution de la surface de bassin versant directement connectée au cours d'eau. En particulier, dans le bassin 2126, une diminution de densité de 1,6 % se traduit par une diminution de la surface connectée de 27,5 % : la structure spatiale du réseau de haies change et dans ce bassin, de forme allongée et étroit, une haie suffit à déconnecter une grande surface de bassin ;
– dans les bassins 2120, 2121 et 3141, la diminution de la densité de haies est plus importante et la surface directement connectée au cours d'eau augmente ; la variation de la surface connectée est inférieure à la variation de la densité.

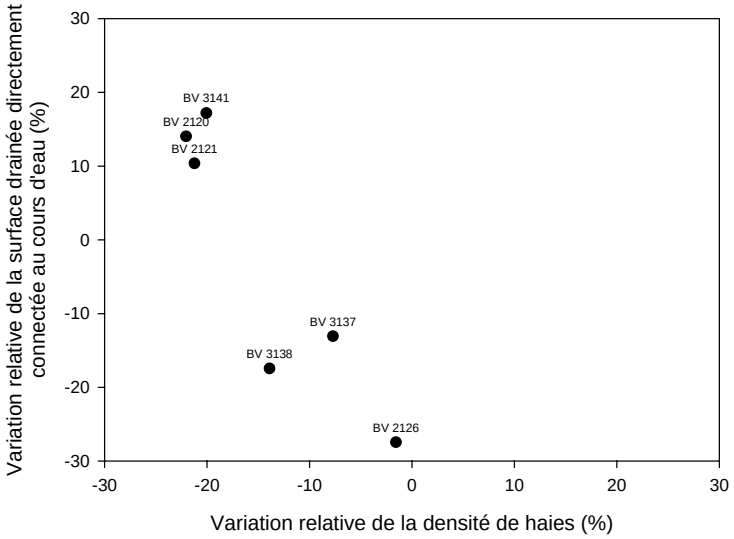


FIG. 12.2 – Variation relative de la surface drainée directement connectée au cours d'eau en fonction de la variation relative de la densité de haies lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères.

12.1.1.4 Évolution de la longueur potentielle de ruissellement

De la même façon que la variable précédente, il n'existe pas de relation entre la variation relative de la densité de haies et la variation de la longueur potentielle de ruissellement (figure 12.3). La diminution de la densité de haies n'entraîne pas de variation de la longueur de ruissellement dans les bassins 3137 et 3138. Enfin la longueur de ruissellement diminue de 23 m dans le bassin 2126 alors que la densité de haies ne varie pas : le changement de la structure spatiale des haies entraîne une segmentation des branches les plus longues du réseau de drainage (supérieure à 1000 m) et une augmentation du nombre de pixels dans la classe de longueur de ruissellement de 250 à 500 m.

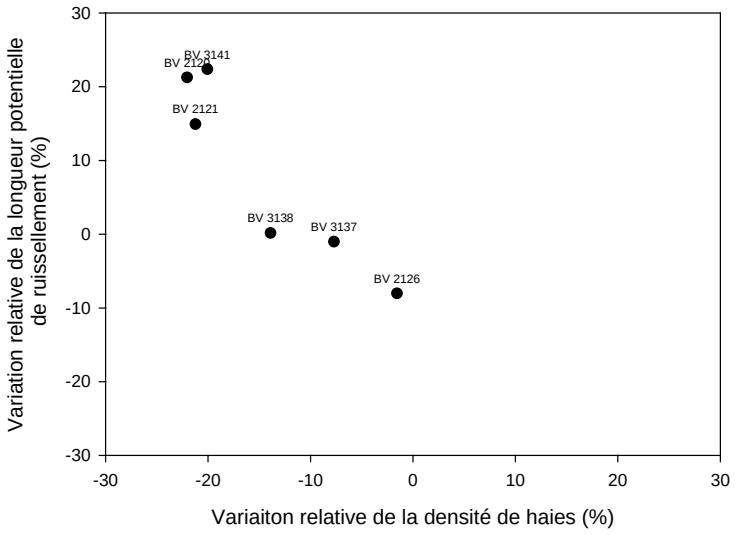


FIG. 12.3 – Variation relative de la longueur potentielle de ruissellement en fonction de la variation relative de la densité de haies lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères.

Pour les quatre paramètres caractérisant l'influence des haies sur le ruissellement de surface, l'agrandissement des exploitations peut entraîner :

- une faible diminution de la densité de haies et un comportement variable sur le ruissellement,
- une forte modification de la densité et une augmentation du risque de ruissellement

12.1.2 Transferts de subsurface : application de l'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments

Les résultats présentés concernent les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères.

Dans le modèle LANDBUF, le contrôle important exercé par la longueur des versants des bassins sur le calcul des risques pondérés par la distance (R^d_{BV} et R^h_{BV}) nous a amené à travailler en variation relative pour faire ressortir les tendances dues à l'évolution de l'occupation du sol.

12.1.2.1 Évolution du risque brut

En moyenne dans les bassins versants, l'agrandissement des exploitations entraîne une augmentation du risque brut (tableau 12.2). La variation du risque est plus marquée dans le versant que dans la zone humide et ce sont les bassins de risque brut initial le plus faible qui subissent la plus grande variation (figure 12.4).

TAB. 12.2 – Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) du risque brut moyen de lessivage à l'échelle des bassins versants dans la simulation initiale et à l'issue de l'agrandissement des exploitations.

Ordre de bassin	Statistique ou bassin	Risque brut à l'état initial	Risque brut après agrandissement	Densité de haies à l'état initial	Densité de haies après agrandissement
Ordre 1	Moyenne	44,9	47,3	8,4	6,8
	Ecart-type	4,3	3,7	2,5	1,8
	Minimum	36,2	38,1	3,2	2,1
	Maximum	55,4	56,6	12,3	9,8
Ordre 2	BV 2120	40,8	48,5	10,4	8,3
	BV 2121	44,0	46,7	9,8	7,5
	BV 2126	39,4	38,2	9,4	8,5
Ordre 3	BV 3137	45,1	46,7	7,1	6,2
	BV 3138	44,7	47,0	8,4	6,6
	BV 3141	44,6	46,7	8,6	6,5

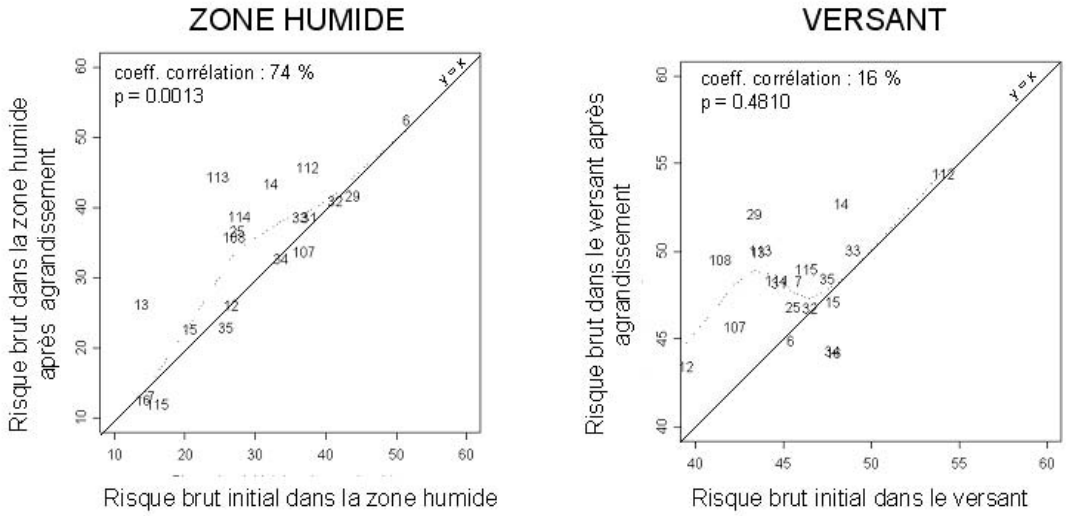


FIG. 12.4 – Évolution du risque brut lors de l'agrandissement par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

12.1.2.2 Évolution de la densité de haies

L'agrandissement conduit à une diminution de la densité de haies à l'échelle des bassins versants, de 19 % en moyenne. Elle varie de 0 à 4 % selon les bassins, soit de 0 à 96,6 $m.ha^{-1}$: elle est plus marquée dans les bassins où la densité initiale était la plus forte.

La diminution de densité de haies est surtout observée dans les versants (figure 12.5). Dans les zones humides, la densité évolue peu à l'échelle des bassins d'ordre 1 et augmente d'environ 1 % soit 6 $m.ha^{-1}$ à l'échelle des bassins d'ordre 3 .

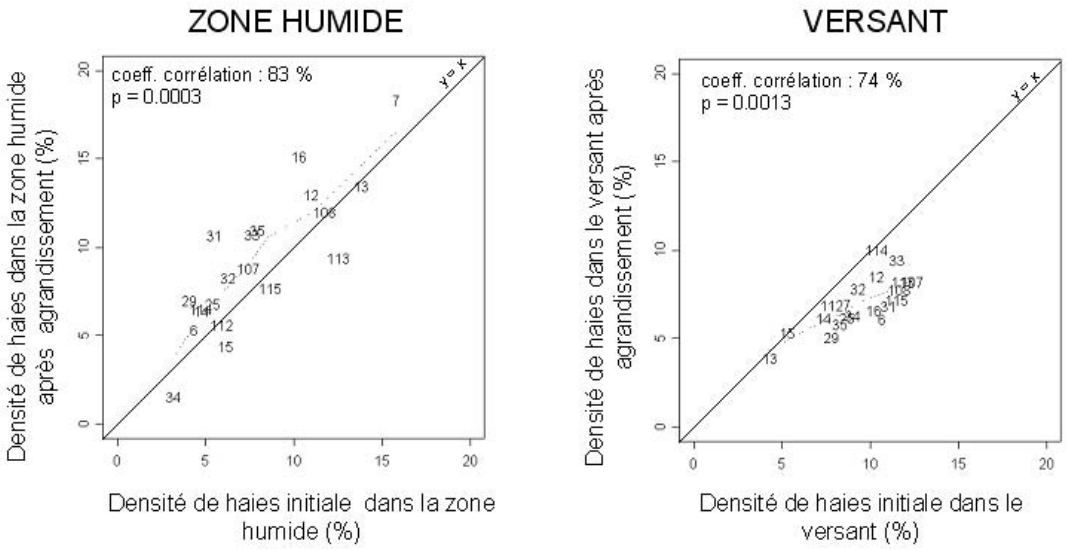


FIG. 12.5 – Évolution de la densité de haies après agrandissement des exploitations par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

12.1.2.3 Évolution du nombre de haies traversées

La diminution de la densité de haies se traduit par une diminution du nombre de pixels haies traversés par l'ensemble des lignes d'écoulement pour rejoindre le cours d'eau (figure 12.6). La variation relative du nombre de pixels haies traversés est inférieure à la variation de densité (excepté pour le bassin 13). En particulier pour trois des bassins d'ordre 1, des diminutions de densité de l'ordre de 30 % se traduisent par de faibles variations dans le nombre de pixels haies traversés (de 0 à 10 %) : dans ces bassins l'arasement de haies concerne les haies les plus éloignées du cours d'eau et les haies perpendiculaires à celui-ci. Des répétitions seraient nécessaires pour vérifier la stabilité des changements.

12.1.2.4 Évolution du risque pondéré par la distance

Puisque le risque brut ne varie pas dans la zone humide, nous avons considéré le risque au niveau du versant, qui représente l'impact polluant de l'occupation du sol du versant sur la zone humide.

Dans le versant, la variation de R^d_{BV} est similaire à la variation du risque brut R^0_{BV} (figure 12.7) : le coefficient de corrélation de rang est de 70 % pour les bassins d'ordre 1, de 80 % pour les bassins d'ordre 3. Dans les ordres 3, la variation du risque pondéré par la distance est plus importante que la variation du risque brut mais le classement des bassins reste inchangé. Pour quelques bassins (25, 114, 14, 35), la variation du risque pondéré par la distance est supérieure à la variation relative du risque brut : la structure spatiale des cultures change et le risque augmente davantage à proximité du bas de versant que dans le reste du bassin. Au contraire pour les bassins 115 et 31, la variation R^d_{BV} inférieure à la variation de R^0_{BV} indique que l'augmentation du risque brut concerne les parcelles situées à distance du bas de versant.

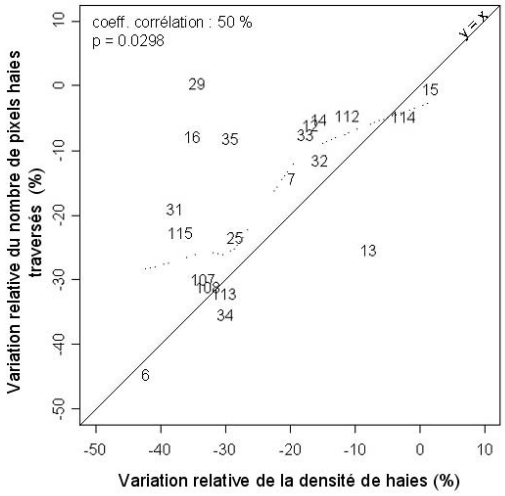


FIG. 12.6 – Variation de la densité de haies et du nombre de pixels haies traversés lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

12.1.2.5 Évolution de l'atténuation du risque due aux haies

L'atténuation du risque A^h_{BV} due aux structures boisées diminue de façon générale, mais le classement des bassins ne change pas (figure 12.8). La variation de la densité de haies n'explique que 11 % de la variation de l'atténuation, la variation de la densité et du risque brut expliquent 12% de la variation de l'atténuation. A l'échelle des ordres 3, la variation de l'atténuation est inversement proportionnelle à la variation de la densité de haies : les bassins pour lesquels la densité de haies diminue le plus présentent la plus faible diminution de l'abattement. Ceci signifie que lorsque la

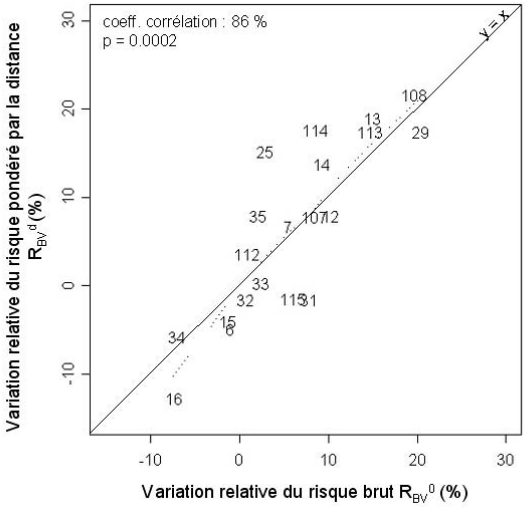


FIG. 12.7 – Variation du risque brut et du risque pondéré par la distance lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

densité de haies est faible la différence entre le risque pondéré par la distance et le risque pondéré par la distance et par l'effet des haies est faible.

Une seconde étape d'agrandissement a été réalisée pour l'ensemble des exploitations (figures présentées en Annexe 5) : dans ce cas, l'agrandissement se traduit uniquement par un agrandissement des parcelles, les types d'exploitation n'évoluent pas. Les résultats sur l'évolution des risques bruts, pondérés par la distance et pondérés par la distance et par l'effet des structures boisées sont présentés en annexe. Les mêmes tendances (diminution du risque brut, diminution de la densité de haies dans les versants) sont observées mais les variations sont plus faibles : lors du premier agrandissement, une partie des variations observées par rapport à l'état initial est liée au changement de type d'exploitation et à la diminution de la part des prairies dans l'assolement.

12.2 Effets du changement de système de production sur le rôle tampon des paysages bocagers

Les changements réalisés ont été présentés dans le paragraphe 11.2. Ils consistent au passage de systèmes laitiers basés sur la culture de maïs à un système laitier extensif basé sur les prairies temporaires ou à un système céréalier. Les changements concernent la zone 3 du parcellaire de Pleine-Fougères.

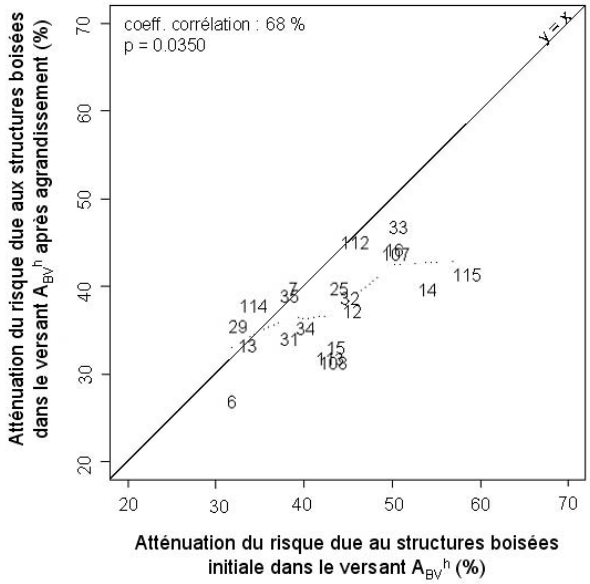


FIG. 12.8 – Évolution de l'atténuation du risque liée aux structures boisées lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

12.2.1 Transferts de surface : application du modèle topologique de calcul du réseau de drainage

L'analyse a été réalisée pour trois bassins d'ordre 2 et un bassin d'ordre 3 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (tableau 12.3). Dans les bassins étudiés, le changement de système de production se traduit soit par une augmentation de la densité de haies (augmentation de 16,9 $m.ha^{-1}$ dans le bassin 2125 et de 5,5 $m.ha^{-1}$ dans le bassin 3139) soit par une diminution (diminution de 2,4 $m.ha^{-1}$ dans le bassin 2133 et de 14,5 $m.ha^{-1}$ dans le bassin 2130). Le classement des bassins vis à vis de la densité de haies ne varie pas néanmoins.

12.2.1.1 Évolution de la densité de mailles haies puits

Selon les bassins, le changement de système de production se traduit soit par une augmentation soit par une diminution de la densité de mailles haies puits. Si l'on considère l'ensemble des bassins, la relation entre la densité de haies et la densité de mailles haies puits ne varie pas lors du changement de système de production. La variation relative de la densité de puits dépend de la variation relative de la densité de haies et est supérieure à cette dernière (figure 12.9).

Tab. 12.3 – Effet du changement de système de production sur les caractéristiques du réseau de drainage prenant en compte les haies.

	Paysage initial				Paysage après changement de système de production			
	BV d'ordre 2			BV d'ordre 3	BV d'ordre 2			BV d'ordre 3
	2125	2130	2133	3139	2125	2130	2133	3139
Surface du bassin (ha)	235,6	194,4	160,1	1079,1	235,6	194,4	160,1	1079,1
Densité de haies ($m.ha^{-1}$)	124,5	82,9	98,4	104,9	141,4	68,3	96,0	110,5
Densité de mailles haies puits (nombre de puits par ha)	0,6	0,4	0,6	0,5	0,7	0,3	0,4	0,5
Surface moyenne drainée par maille puits (ha)	1,3	1,6	1,1	1,3	1,1	2,2	1,2	1,4
Longueur moyenne de ruissellement (m)	311,4	321,6	304,1	294,2	277,4	357,5	399,7	306,1
Longueur de ruissellement avec haie / longueur de ruissellement sans haie (%)	79	86	99	91	64	65	84	75
Surface drainée directement connectée au cours d'eau (%)	21,9	40,4	37,9	35,9	21,3	39,1	44,1	32,8

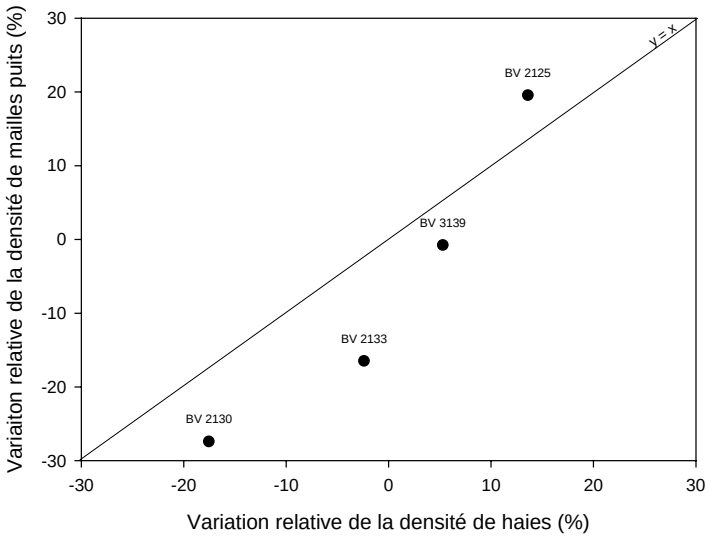


Fig. 12.9 – Variation relative de la densité de mailles haies puits en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du changement de système de production dans les bassins versants de la zone 3 du site de Pleine-Fougères.

12.2.1.2 Évolution de la surface drainée directement connectée au cours d'eau

Le changement de système de production se traduit par une diminution de la surface drainée directement connectée au cours d'eau, excepté pour le bassin 2133 (figure 12.10). Il n'existe aucune relation entre la variation relative de la surface drainée connectée et la variation de la densité de haies par bassin.

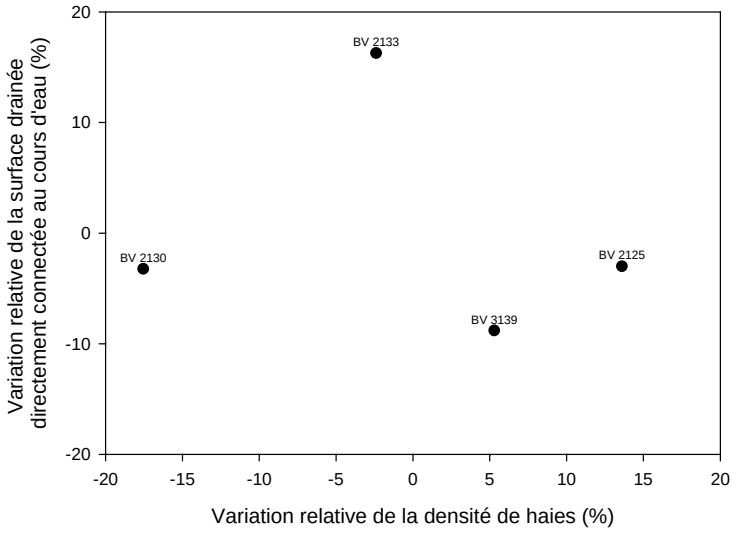


FIG. 12.10 – Variation relative de la surface drainée directement connectée au cours d'eau en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du changement de système de production dans les bassins versants de la zone 3 du site de Pleine-Fougères.

12.2.1.3 Évolution de la surface drainée par maille haie puits

La variation de la surface drainée par maille puits est liée à la variation de la densité.

12.2.1.4 Évolution de la longueur potentielle de ruissellement

La longueur potentielle de ruissellement augmente, excepté pour le bassin 2125 figure 12.11. La variation relative de la longueur de ruissellement est indépendante de la variation de la densité. Si l'on considère l'ensemble des bassins, la relation entre la densité de haies et la longueur potentielle de ruissellement ne varie pas lors du changement de système de production. On note le cas du bassin 2133, dont la densité ne varie pas mais dont la longueur potentielle moyenne de ruissellement augmente de 84,3 m.

En conclusion, la variation de l'effet tampon de surface du réseau de bocage, liée à l'évolution des systèmes de production, est variable et sans doute très dépendante de l'organisation des territoires

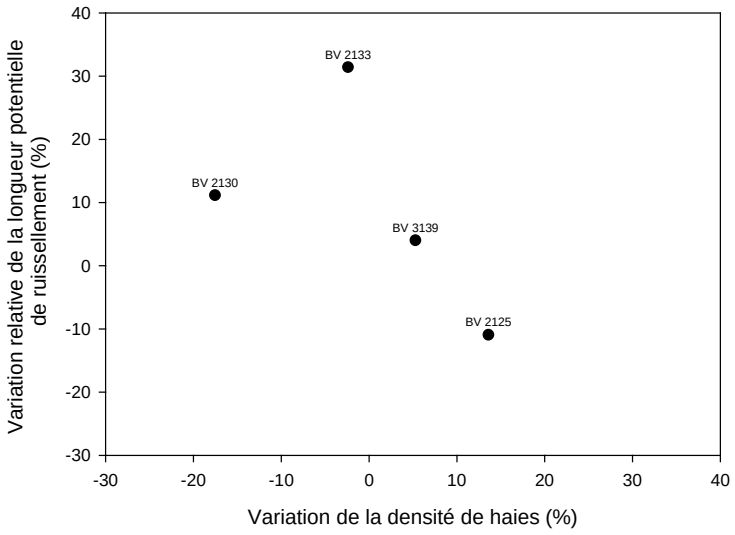


FIG. 12.11 – Variation relative de la longueur potentielle de ruissellement en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du changement de système d'exploitation dans les bassins versants de la zone 3 du site de Pleine-Fougères.

d'exploitations dans les bassins et du choix des exploitations auxquelles s'appliquent les deux types de changements.

12.2.2 Transferts de subsurface : application de l'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments

12.2.2.1 Évolution du risque brut

Le risque brut diminue de 15 % en moyenne dans les bassins d'ordre 1 (tableau 12.4). La diminution est plus importante dans le versant que dans la zone humide, puisque l'occupation du sol change peu en bas de versant (figure 12.12).

12.2.2.2 Évolution de la densité de haies

La densité de haies augmente en moyenne de 20 % dans les bassins versants (tableau 12.5). Elle augmente surtout dans les versants, mais le classement des bassins ne change pas (figure 12.13).

12.2.2.3 Évolution du nombre de haies traversées

La variation du nombre de pixels haies traversés est corrélée à la variation de la densité de haies (coefficient de corrélation de rang de 60 %)(figure 12.14). Néanmoins, pour quelques bassins (52,

TAB. 12.4 – Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) du risque brut moyen de lessivage à l'échelle des bassins versants dans la simulation initiale et à l'issue du changement de système de production des exploitations de la zone 3 du site de Pleine-Fougères.

Ordre de bassin	Statistique ou bassin initial	Risque brut à l'état de système de production	Risque brut après changement
ORDRE 1	Moyenne	49,6	42,0
	Ecart-type	2,5	3,4
	Minimum	46,5	38,6
	Maximum	53,7	47,3
ORDRE 2	BV 2125	47,8	41,4
ORDRE 3	BV 3139	49,6	41,8

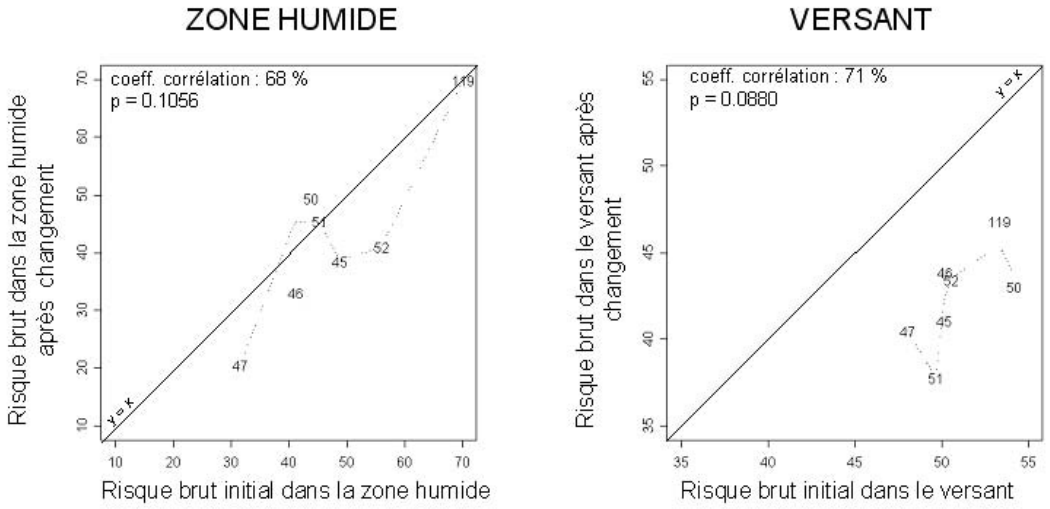


FIG. 12.12 – Évolution du risque brut lors du changement de système de production par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

TAB. 12.5 – Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) de la densité de haies à l'échelle des bassins versants dans la simulation initiale et l'issue du changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères.

Ordre de bassin	Statistique ou bassin	Densité de haies à l'état initial (%)	Densité de haies après changement de système de production (%)
ORDRE 1	Moyenne	5,8	7,3
	Écart-type	1,7	1,7
	Minimum	3,2	4,6
	Maximum	7,3	9,2
ORDRE 2	BV 2125	7,1	8,4
ORDRE 3	BV 3139	6,2	7,2

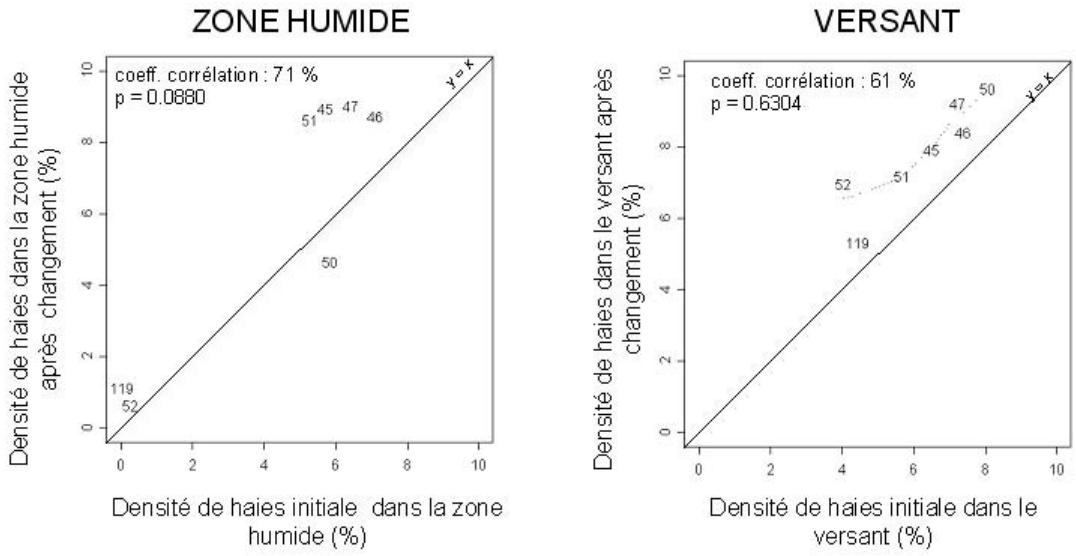


FIG. 12.13 – Évolution de la densité de haies lors du changement de systèmes de production par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

45, 119), l'augmentation de la densité de haies n'entraîne pas de variation dans le nombre de haies traversées : les haies implantées ne sont donc pas des haies fonctionnelles vis à vis de ce facteur.

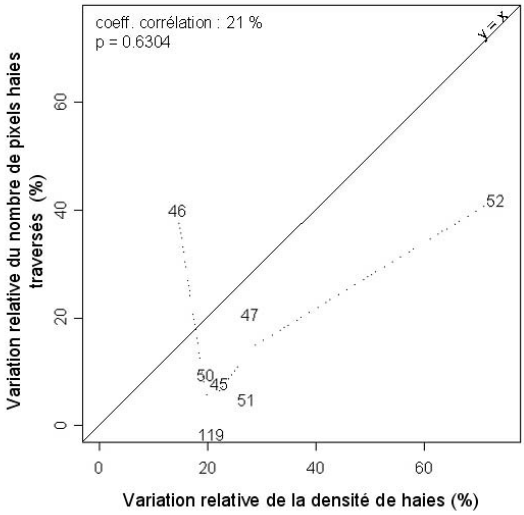


FIG. 12.14 – Variation relative de la densité de haies et du nombre de pixels haies traversés lors du changement de systèmes de production par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

12.2.2.4 Évolution du risque pondéré par la distance

R^d_{BV} diminue dans tous les bassins (figure 12.15). Par rapport à la variation du risque brut, la variation de R^d_{BV} est plus faible pour les bassins 50, 51 et 119 : cela signifie que la diminution du risque brut est plus importante à distance qu'à proximité du cours d'eau. Pour les bassins, 45, 47 et 52, les variations de R^0_{BV} et de R^d_{BV} sont similaires : cela signifie que la diminution du risque brut est homogène sur l'ensemble du bassin, la structure spatiale des risques polluants ne change pas. Pour le bassin 46, la variation de R^d_{BV} est de 34 % alors que le risque brut diminue de 11 % : cela signifie que la diminution du risque brut concerne les parcelles situées à proximité du cours d'eau.

L'évolution du bocage liée au changement de système de production entraîne une évolution faible de la densité de haies et un effet tampon peu variable. Cela pose le problème des organisations individuelles des réseaux de haies.

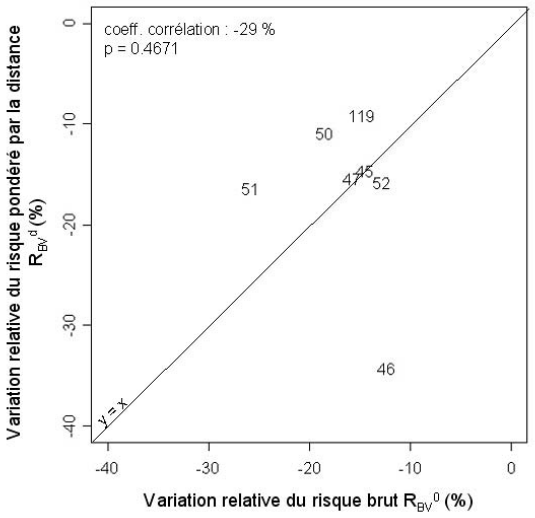


FIG. 12.15 – Variation du risque brut et du risque pondéré par la distance lors du changement de système de production dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

12.3 Effet d'un aménagement du réseau de haies sur le fonctionnement des paysages bocagers vis à vis des transferts de subsurface

12.3.1 Matériel et méthodes

L'objectif est de comparer la fonctionnalité d'un réseau de haies aménagé pour la préservation de la qualité de l'eau par rapport à celle d'un réseau de haies organisé à partir de règles individuelles dans les exploitations agricoles. La localisation des haies est indépendante de l'occupation du sol des parcelles adjacentes.

Le principe retenu pour l'aménagement est de placer des haies en bordures de toutes les parcelles situées dans la zone humide, en ceinture de bas-fond et le long des routes. L'aménagement a été réalisé à partir de la mosaïque simulée initiale, en conservant la même densité de haies à l'échelle des bassins versants d'ordre 3.

Les résultats du modèle LANDBUF pour le réseau aménagé sont comparés à ceux de la mosaïque haies-parcelles initiale.

12.3.2 Résultats

Les résultats sur le nombre de pixels boisés traversés et l'atténuation du risque polluant par les structures boisées pour le paysage simulé initial et pour le paysage aménagé sont présentés dans le

tableau 12.6.

Tab. 12.6 – Coefficients de risque polluant des parcelles utilisés dans l'approche structurale des transferts de nutriments.

BV	Nombre de pixels boisés traversés		Atténuation du risque due aux structures boisées (%)	
	Initial	Aménagement	Initial	Aménagement
3137	16,5	16,7	35,8	40,5
3138	7,3	7,4	26,8	29,5
3139	5,2	5,4	16,7	20,2
3141	9,6	9,8	30,1	34,8

Les réseaux de haies issus de l'aménagement sont donc plus fonctionnels que les réseaux de haies construits à partir de règles individuelles au niveau des exploitations. L'aménagement du bocage est une alternative à la gestion par les exploitations agricoles. Pour évaluer complètement l'impact d'un aménagement, il faut cependant tenir compte des "feedbacks" sur les exploitations agricoles : l'aménagement de haies dans une localisation imposée est une contrainte pour l'activité agricole et il est susceptible de modifier l'usage des parcelles à l'échelle du territoire de l'exploitation.

12.4 Conclusion

L'objectif de ce chapitre était de voir si une évolution dans le fonctionnement des exploitations se traduit par une évolution des fonctions tampons du paysage, en préalable au test de scénarios d'évolution de l'agriculture. Ce travail constitue une première approche, puisqu'il n'a été réalisé que pour une répétition par type d'évolution des exploitations.

Comparaison de l'effet des deux types d'évolutions des exploitations : agrandissement / changement de système de production

La comparaison des effets de l'agrandissement des exploitations et du changement de système de production est biaisée, dans la mesure où les deux types de modifications ne concernent pas les mêmes bassins versants.

Agrandissements L'agrandissement conduit à une diminution de la densité de haie et à une augmentation du risque brut dans tous les bassins.

Concernant les transferts de subsurface, il conduit à une diminution du rôle tampon du bocage dans tous les bassins. La relation entre la composition de la mosaïque culturale, caractérisée par le risque brut, et le risque pondéré par la distance, ne varie pas et traduit un effet dominant du changement de composition de la mosaïque culturale. La variation de la densité de haies et la variation du rôle tampon potentiel des haies, caractérisé par le nombre de pixels haies traversés, ne sont pas similaires pour de fortes variations de la densité de haies. Le changement de structure du paysage est plus sensible sur le rôle tampon potentiel des haies que sur le rôle tampon de l'organisation spatiale des cultures. Lors du second agrandissement, le paysage (risque brut et densité de haies) évolue moins : une partie des évolutions observées lors du premier agrandissement sont liées au changement de type d'exploitation.

Concernant les transferts de surface, deux groupes de bassins se distinguent. Dans les bassins où la densité diminue peu lors de l'agrandissement, et où la densité de haies initiale était relativement plus faible, l'évolution de l'effet tampon est variable : il augmente ou diminue. Dans les bassins où la densité de haies diminue plus fortement, l'effet tampon diminue. L'agrandissement conduit à un changement dans le classement des bassins vis à vis des quatre variables densité de mailles haies puits, surface drainée par puits, longueur potentielle de ruissellement et surface drainée directement connectée au cours d'eau. La diminution du rôle tampon des haies est peu liée à la diminution de la densité : elle est inférieure à la variation de la densité et dépend de l'évolution de la structure spatiale des réseaux de haies.

Changement de système de production Le changement de système de production, créé par la spécialisation des exploitations, entraîne soit une augmentation soit une diminution de la densité de haies. Le type d'évolution dépend de l'organisation des territoires d'exploitations dans les bassins versants et du choix des types de spécialisation pour chaque exploitation. Les évolutions du rôle tampon par rapport aux transferts de surface et par rapport aux transferts de subsurface n'apparaissent

pas convergentes. Ceci s'explique par le choix de bassins différents pour les deux types d'analyses : seuls les bassins d'ordre 1, non traités par le modèle de calcul du réseau de drainage, présentent une augmentation de la densité de haies et du rôle tampon.

Concernant les transferts de subsurface, la faible évolution du risque brut et de la densité de haies se traduit par une faible variation du rôle tampon du bocage.

Concernant les transferts de surface, le sens de l'évolution du rôle tampon varie en fonction des bassins et l'amplitude la variation du rôle tampon est indépendante de la variation de la densité de haies.

Comparaison de la sensibilité des deux types de rôle tampon à l'évolution du paysage : rôle tampon de surface / rôle tampon de subsurface

Le rôle tampon du bocage vis à vis des transferts de subsurface apparaît plus stable et plus résilient que le rôle tampon vis à vis des transferts de surface :

- pour la surface, une variation faible de la densité de haies peut entraîner de fortes variation du rôle tampon
- pour la subsurface, une variation faible de la densité de haies entraîne une variation faible du rôle tampon.

Ceci s'explique par l'importance de la continuité du réseau de haies dans le modèle de calcul du réseau de drainage.

Les réseaux de haies étudiés, initiaux ou après évolution, présentent tous de fortes densités de haies. Il ressort néanmoins que la sensibilité du rôle tampon de surface des réseaux de haies est dépendante de la densité initiale de ces réseaux : pour les réseaux de faible densité, la sensibilité est plus grande que pour les réseaux de forte densité.

Limites de la méthode

Il est nécessaire de tester plus précisément l'influence des évolutions dans les exploitations agricoles sur le rôle tampon des paysages :

- en réalisant des répétitions : les modèles peuvent être appliqués aux répétitions d'agrandissement et de changement de système de production. Cela permettrait de voir si les relations observées entre l'évolution des paysages et l'évolution des processus sont stables, quelle que soit la taille ou l'ordre du bassin
- en étudiant l'évolution de la relation entre le paysage et les processus au sein d'une même dynamique (de changement de système ou d'agrandissement). Cela permettrait de tester si les relations entre les processus sont stables, pour un bassin versant donné, dans une dynamique d'évolution donnée.

Conclusion générale

Depuis trente ans, on observe une dégradation de la ressource en eau dans de nombreuses régions agricoles du monde. Elle est particulièrement marquée en Bretagne, où la pollution des eaux par les nitrates est la problématique principalement pointée actuellement. D'autres indicateurs suivent les mêmes tendances à la dégradation, que ce soit la charge en MES, la qualité biologique des écosystèmes aquatiques, l'eutrophisation continentale ou littorale.

Dans ce contexte, les objectifs de ce travail étaient d'aborder l'impact du bocage sur les flux d'eau et de nutriments à l'échelle du bassin versant, échelle compatible avec les problématiques de gestion de la ressource en eau, et de modéliser les relations entre les dynamiques du paysage, sous l'effet des dynamiques agricoles, et l'évolution des fonctions hydrologiques et hydrochimiques des réseaux de haies.

Trois axes principaux ont été développés :
- un axe conceptuel
- un axe de suivi sur le terrain
- un axe de modélisation

Synthèse des résultats

Axe conceptuel : rôle tampon des paysages

Dans le cadre du premier axe, nous avons réalisé une analyse bibliographique critique sur le concept de rôle tampon par rapport à la qualité de l'eau et sur sa mesure à des échelles spatiales intégratrices. Elle a débouché sur une typologie des effets tampons des structures paysagères, basée sur la prise en compte du temps, et sur la synthèse des paramètres de mesure. L'effet tampon peut être vu comme la modification d'un signal hydrologique ou hydrochimique : la modification porte sur l'intensité et/ou sur la dynamique du signal. Nous avons défini l'*effet tampon des paysages* comme la combinaison de l'effet des structures paysagères et de l'effet du milieu physique sur la déformation des signaux hydrologiques ou hydrochimiques entre l'entrée et la sortie du système bassin versant. Les compartiments internes au bassin entraînent un stockage et une transformation des éléments. Ce travail donne un éclairage nouveau sur la notion de rôle tampon vis à vis de la qualité de l'eau et vient compléter les synthèses réalisées sur le fonctionnement des zones tampons (Lowrance et al., 1995; Dosskey, 2001).

Axe empirique

Recherche de signaux de la fonction tampon

Dans le cadre du second axe, nous avons étudié le rôle tampon du paysage de cinq bassins versants bocagers, à partir de l'analyse du niveau et de la dynamique des concentrations en nitrate

à l'exutoire. Le rôle des haies n'a pas été isolé, mais nous avons montré qu'il existe un gradient de rôle tampon entre les bassins, qui va dans le sens du gradient de densité de haies.

Il faut souligner ici la spécificité des systèmes étudiés par rapport aux systèmes décrits dans la littérature sur les zones tampons ou sur l'effet de l'occupation du sol sur les flux de nutriments :

- nous avons travaillé à des échelles intermédiaires où les occupations du sol (haies et cultures) sont peu contrastées par rapport aux grandes classes d'occupation du sol (urbain, forêt, agricole) généralement comparées (Aspinall et Pearson, 2000; Dauer et al., 2000),
- le rôle des haies sur les transferts de subsurface d'eau et de nutriments a été peu étudié. Il a surtout été envisagé en terme d'impact sur la culture adjacente,
- à la différence des zones humides ou des forêts ripariennes, qui sont localisées dans des sites spécifiques, les haies sont distribuées dans le paysage. La mesure à l'exutoire du bassin peut difficilement être couplée à une mesure locale entre l'entrée et la sortie du système tampon (Spruill, 2000),
- on se situe dans un contexte de forts intrants, et les bassins sont à des distances variables de l'équilibre. Cela implique qu'un changement à la marge des niveaux d'intrants ou des processus tampons affecte peu la réponse hydrologique et/ou hydrochimique des bassins à l'exutoire ; et que l'effet tampon des structures paysagères peut se manifester à différents "niveaux" (minima, maxima) du signal.

Organisation spatiale des réseaux bocagers

Nous avons analysé l'organisation du bocage par rapport à deux facteurs du milieu physique : la nature de la pente et la position topographique. Le déterminisme de la pente topographique sur cette organisation, qui apparaissait dans les paysages bocagers des années 1950, n'existe plus aujourd'hui. Par ailleurs, dans les sites où la géomorphologie n'est pas contraignante (absence de vallées encaissées), la diminution de la densité de haies lors de l'évolution du bocage s'accompagne d'une polarisation des réseaux de haies vers le bas de versant : le paysage des bas-fonds sont plus stables que les plateaux et les versants.

Axe de modélisation : organisation et fonctionnement des paysages bocagers

Dans le cadre du troisième axe, nous avons abordé l'organisation des paysages bocagers et les flux d'eau et de nutriments par différentes voies de modélisation.

Effet des haies sur les flux hydrologiques à l'échelle annuelle

La représentation spécifique de l'évapotranspiration des haies, plus forte que celle des cultures, dans le module hydrologique du modèle TNT2 nous a permis de passer de l'évaluation du rôle tampon hydrologique des haies à l'échelle locale à l'évaluation à l'échelle du bassin versant. Elle rend compte spécifiquement du rôle hydrologique des haies à l'échelle annuelle. Elle montre la variabilité

de l'influence des haies en fonction du climat : l'effet des haies est plus marqué les années sèches. Le rôle régulateur du bocage doit donc être observé sur le long terme. La densité de haies apparaît comme le premier facteur de contrôle du rôle des haies, leur position dans le versant intervient à la marge. Néanmoins, elle est doit être prise en compte, dans un contexte où la densité de haies est faible et où l'on s'interroge sur l'optimisation de l'aménagement des bocages. En l'état actuel des connaissances, la modélisation distribuée nous apparaît comme l'outil le plus adapté pour évaluer le rôle spécifique des haies à l'échelle du bassin versant.

Organisation fonctionnelle des réseaux de haies

Le rôle des haies sur les transferts de surface et sur les transferts de subsurface est lié à des processus différents. Dans le cas des transferts de surface, la haie a un rôle physique d'obstacle aux écoulements : l'efficacité des réseaux bocagers dépend principalement de l'orientation des haies par rapport à la direction des écoulements et de la continuité des réseaux. Dans le cas des transferts de subsurface, la haie a un rôle biophysique (prélèvement de nutriments par la végétation, dénitrification) : son efficacité dépend notamment des possibilités de connexion entre le système racinaire et la nappe de subsurface. Ceci nous a amené à utiliser deux types de modèles de description fonctionnelle des réseaux de haies, l'un pour les transferts de surface, l'autre pour les transferts de subsurface. Nous avons fait le choix de modèles nécessitant des données d'entrée peu nombreuses et facilement accessibles, compte tenu de notre échelle de travail compatible avec un objectif de gestion de l'eau.

Pour les transferts de surface, le modèle de calcul du réseau de drainage intègre le rôle physique des haies dans l'interception et dans la redirection des écoulements. Il ne représente pas les flux hydrologiques mais uniquement les cheminements de l'eau en surface. En plus de la densité et de l'orientation des haies, la continuité des réseaux a un rôle majeur. Une discontinuité dans le réseau peut avoir un impact fort sur l'efficacité du bocage, en particulier pour les faibles densités de haies, pour lesquelles on montre la faible résilience de la fonction tampon.

Pour les transferts de subsurface, le modèle Landbuf permet de hiérarchiser le risque polluant de subsurface, en intégrant les relations entre les haies et les parcelles adjacentes : le principe du modèle est que l'impact polluant d'une parcelle dépend du risque de lessivage de la culture et de la distance de la parcelle au cours d'eau. La présence d'une haie ou d'une surface boisée est considérée comme équivalente à l'éloignement de la parcelle. Landbuf rend compte ainsi des processus biophysiques de prélèvement d'eau et/ou de nutriments. Il est peu sensible à la continuité des réseaux, puisque c'est le passage de l'eau sous la haie qui est privilégié.

L'intérêt de cette modélisation est qu'elle permet de hiérarchiser des risques de façon simple. Elle montre l'influence de la géométrie des bassins sur le risque polluant : les bassins composés de versants courts apparaissent comme des bassins à risque plus important que les bassins à versants longs. Ce facteur, plus que la présence de bocage, contrôle le risque polluant. Cela renvoie à la signification d'une caractérisation globale des entrées sur un bassin et à l'intérêt d'avoir des approches plus spatialisées, avec des typologies des intrants en fonction de leur localisation dans l'espace. Le poids

donné par le modèle à la longueur de versant du fait de la fonction choisie pour la décroissance du risque en fonction de la distance au cours d'eau est discutable : d'autres fonctions peuvent être testées, pour représenter au mieux les temps de transferts entre les deux localisations.

A tous les niveaux de la modélisation, il apparaît que la structure spatiale des réseaux de haies a un effet sur leur fonctionnement, si on compare des densités peu contrastées.

Évolution des paysages bocagers et de leur rôle tampon

Nous avons développé une approche de modélisation permettant de tester l'effet de l'évolution des paysages bocagers sur l'évolution de leur fonctionnement hydrologique et hydrochimique. Les paysages et leur évolution ont été modélisés à partir de règles de fonctionnement (allocation des usages) et d'évolution des exploitations agricoles (agrandissement, changement de système de production).

L'apport ce travail est essentiellement méthodologique. L'originalité de cette approche réside dans la prise en compte explicite du rôle de l'exploitation agricole dans l'organisation spatiale des usages et de leur évolution. Il s'agit d'un point de vue différent par rapport aux travaux existants, relatifs à la qualité de l'eau, qui modélisent l'évolution de l'occupation du sol sans prendre en compte les processus qui en sont à l'origine (Dale et al., 2002), ou dans lesquels la traduction du processus étudié, par exemple un changement de politique agricole, en terme d'évolution de l'occupation du sol ne fait pas intervenir le niveau de l'exploitation (Klöcking et al., 2003).

La modélisation de l'organisation des paysages sous l'effet de dynamiques agricoles est complexe. La structure du parcellaire apparaît comme une contrainte forte pour l'organisation et pour les possibilités d'évolution des paysages agricoles.

Les deux types d'évolutions envisagées, agrandissement des exploitations et changement de système de production, sont des évolutions observées actuellement dans les paysages bretons. Au cours de ces évolutions, le paysage des zones humides est moins affecté que le reste des bassins versants. L'agrandissement des exploitations conduit à une diminution du rôle tampon des bocages. Lors du changement de système d'exploitation, la spécialisation des exploitations se traduit spatialement par une spécialisation des bassins versants. Deux groupes de bassins apparaissent : les bassins dont le rôle tampon diminue et les bassins dont le rôle tampon augmente. Le sens de l'évolution dépend de l'organisation des territoires d'exploitations dans les bassins versants.

Le rôle tampon de subsurface est plus stable et plus résilient que le rôle tampon de surface, très dépendant de la continuité du réseau de haies et relativement moins dépendant de la densité.

La modélisation des paysages nous a permis d'articuler deux échelles complémentaires : l'échelle des territoires d'exploitations et l'échelle du bassin versant. Le bassin versant est une échelle pertinente pour l'étude des processus hydrologiques et hydrochimiques mais qui ne permet pas de raisonner les processus de gestion des paysages (Vogt et al., 2002). Ceux-ci concernent en effet l'ensemble des territoires des exploitations ayant des parcelles sur le bassin, c'est-à-dire des exploitations dont le siège est situé sur le bassin versant et des exploitations dont le siège est situé à l'extérieur

du bassin (figure 12.16). Cette démarche de modélisation couplée permet de réaliser une analyse spatiale des interactions entre les dynamiques agricoles et les flux. Elle peut être considérée comme un outil d'aide à la mesure de la contribution des exploitations agricoles au fonctionnement des bassins versants.

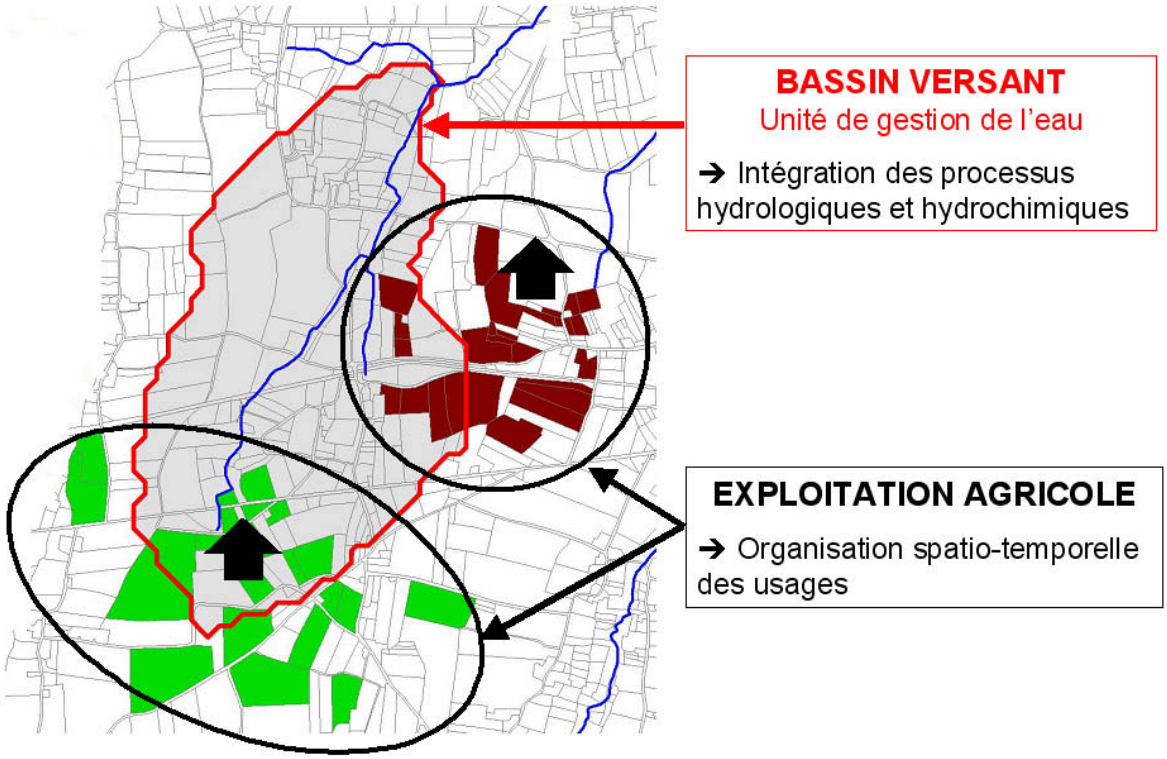


Fig. 12.16 – Complémentarité des échelles bassin versant et exploitation agricole dans l'étude des interactions entre dynamiques agricoles et flux.

L'ensemble de ce travail de thèse montre que le rôle tampon du bocage est contraint par le cadre fonctionnel défini par les facteurs du milieu physique (géomorphologie, climat), que l'aménageur ou le gestionnaire ne peuvent pas modifier. Il fait ressortir le lien qui existe dans les paysages entre le type de système de production, le type de parcellaire, le type de géomorphologie, et le type de bocage. Ils varient de façon convergente par rapport à leur influence sur la qualité des eaux. Certaines combinaisons de ces facteurs n'existent pas et un contraste de densité de haies ne va pas sans contraste des autres facteurs. Le rôle des modèles nous apparaît essentiel pour analyser, spatialiser et faire une typologie des impacts en fonction d'une typologie des paysages.

Perspectives de recherche

Ces conclusions nous conduisent à envisager des perspectives de recherche, à la fois dans l'approche empirique et dans la modélisation.

Approches empiriques

Le fonctionnement des haies reste à explorer au niveau local. Des données quantitatives plus précises sur l'évapotranspiration et sur le rôle hydrochimique des haies, dans des situations diversifiées, sont nécessaires pour alimenter la modélisation des processus et établir une typologie des haies selon leur rôle. Les facteurs de variation qui peuvent être considérés sont :

- l'influence de la localisation topographique (plateau, versant, bas de versant),
- l'influence de la géomorphologie, de la profondeur du sol,
- la nature de la végétation et le stade de développement. En particulier en Bretagne, le stade de développement de la haie par rapport à l'émondage et le mode de gestion de la haie (élagages réguliers ou émondages) est vraisemblablement un facteur de variation du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des haies. Le mode de gestion de la haie est un facteur à intégrer dans le choix de haies différentes.

Compte tenu de la variabilité du rôle tampon, le suivi doit être pluri-annuel afin de pouvoir discuter des différences entre les types de haies en fonction des conditions climatiques.

Pour l'évaluation empirique, nous sommes passés directement de l'échelle de la haie, où existait un corpus de connaissances, à l'échelle de bassins d'ordre 2 à 3. Notre stratégie d'échantillonnage a été basée sur la recherche d'un contraste de paysage bocager entre les sites d'études. La question de l'échelle à laquelle doit se placer l'étude des zones tampons ne s'est pas posée clairement. Emboîter les échelles spatiales d'étude doit permettre de passer de façon plus progressive de l'échelle locale à l'échelle de l'unité de gestion. L'introduction d'une échelle intermédiaire, les bassins d'ordre 1, entre les deux échelles doit permettre de préciser la caractérisation de l'effet tampon des paysages,et d'identifier les zones des bassins qui contribuent le plus à l'effet tampon. L'intérêt des bassins d'ordre 1 est qu'ils sont de taille réduite. Les temps de réponse hydrologiques et hydrochimiques sont plus courts et l'effet des haies sur la reprise des écoulements peut être plus facilement détectable. D'autre part, l'ensemble des bassins d'ordre 1 représentent une surface importante par rapport à la surface totale des bassins. De plus, compte tenu de la variabilité des effets tampons avec le climat, une approche pluri-annuelle est nécessaire.

L'approche empirique du rôle du bocage peut s'envisager enfin de façon plus exploratoire à travers la recherche de marqueurs biogéochimiques (formes du carbone organique) spécifiques des haies.

Modélisation des processus

La modélisation hydrologique avec TNT2 doit être poursuivie. Elle peut donner en retour des pistes pour l'échantillonnage sur le terrain, sur les paramètres à mesurer et la période de mesure.

La nécessité de mieux caractériser l'ETR a déjà été soulignée. La prise en compte d'un gradient hydraulique réel est à envisager pour tester l'hypothèse de l'effet des haies de ceinture sur la reprise des écoulements. Il semble également important de tester l'influence de la taille des pixels sur la réponse du bassin à la présence de haies, en utilisant un maillage plus fin, à pas de 10 m par exemple.

La modélisation peut être appliquée à d'autres bassins versants, pour analyser l'influence du bocage dans une diversité de contextes géomorphologiques.

L'une des perspectives est d'élargir la modélisation du rôle des haies aux transferts d'azote. Ceci peut se faire en paramétrant le module STICS couplé à TNT pour le transfert et les transformations de l'azote ou en s'inspirant de modèles existants sur l'utilisation de l'azote par les arbres en milieu forestier ou agroforestier, tels que STICS-CA (INRA Montpellier). Il faudra s'interroger sur le degré de précision de la modélisation que l'on souhaite réaliser et sur les simplifications nécessaires.

Couplage de la modélisation de l'évolution des paysages et de la modélisation de l'évolution des processus hydrologiques et hydrochimiques

La méthode de modélisation des paysages doit être améliorée à différents niveaux :

- **Construction des territoires d'exploitation.** La fragmentation des territoires d'exploitations doit être prise en compte.
- **Modélisation des successions culturales.** Il faut envisager de représenter les rotations des cultures dans les parcelles (Thenail et al., in press).
- **Modélisation de l'évolution des paysages.** Nous avons modélisé différents états du paysage liés à différents états des exploitations. Les usages des parcelles et les haies après changement dans les exploitations agricoles ont été modélisés sans tenir compte de leur état initial. Ce travail doit être poursuivi dans la perspective de comparer l'évolution des variables hydrologiques et hydrochimiques avec l'évolution des paysages sous l'effet de dynamiques agricoles. Il faut envisager des changements plus progressifs dans les exploitations (par exemple, agrandissements progressifs par acquisition de parcelle), une évaluation de la réponse hydrologique ou hydrochimique à chaque pas, et des répétitions pour analyser la stabilité des réponses observées. L'étude des évolutions des processus avec l'évolution des paysages doit nous permettre de voir si les relations entre les variables caractérisant le paysage (densité de haies, risque brut) et les variables caractérisant les processus hydrologiques et hydrochimiques sont linéaires ou s'il existe des points de rupture.

Enfin, il apparaît nécessaire d'approfondir les connaissances sur la contribution des activités agricoles à l'organisation spatio-temporelle des paysages pour alimenter la modélisation. Dans la simulation des évolutions des paysages, nous n'avons pas fait évoluer les relations entre les haies et les

parcelles : les règles d'allocation des haies en fonction de l'usage des parcelles adjacentes sont restées inchangées car les relations entre les haies et les parcelles sont peu élucidées en terme d'évolution. Des travaux sur l'évolution de la relation haie-parcelle lors de l'évolution des exploitations sont donc nécessaires pour préciser la modélisation de la dynamique des paysages.

Nous n'avons représenté dans le paysage que l'usage des parcelles et des bordures de champs, puisque les modèles que nous avons utilisés pour évaluer son fonctionnement ne sont pas sensibles à l'influence des pratiques culturales. Les modèles plus précis, tels que TNT2, intègrent ces pratiques mais ne peuvent pas être utilisés actuellement compte tenu des données d'entrées nécessaires. Une voie à approfondir est la modélisation des entrées à partir de la modélisation des pratiques liées aux systèmes de production.

Bibliographie

Bibliographie

Agreste, 2001. *Recensement Agricole 2000*. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

Angima, S.D., Stott, D.E., O'Neill, M.K., Ong, C.K., et Weesies, G.A., 2002. Use of calliandra-napier grass contour hedges to control erosion in central kenya. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 91 :15–23.

Aspinall, R. et Pearson, D., 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments : linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. *Journal of Environmental Management*, 59 :299–319.

Auclair, D. et Dupraz, C., 1999. *Agroforestry for Sustainable Land-Use*. Forestry Sciences. Kluwer Academic Publication.

Aurousseau, P., 2003. Les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la rade de brest. comparaison avec la bretagne. *Océanis*, 27(2) :137–161.

Aurousseau, P. et Squividant, H., 1996. Raffinement des techniques d'estimation spatiale ou de modélisation spatiale du réseau hydrographique et des zones hydromorphes de bas-fonds par itégration de données climatologiques : les pluie efficaces. Note interne, UMR INRA ENSA SAS Rennes.

Aurousseau, P. et Squividant, H., 1997. *Correction of Digital Elevation Models Using Drainage Pattern Constraints*.

Aussenac, G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate : Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57 :287–301.

Baudry, J., 1985. *Utilisation des concepts de Landscape Ecology pour l'analyse de l'espace rural. Utilisation du sol et bocages*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1.

Baudry, J., Burel, F., Thenail, C., et Le Coeur, D., 2000. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in brittany, france. *Landscape and Urban Planning*, 50 :119–128.

Baudry, J., Burel, S., Aviron, S., Martin, M., Ouin, A., Pain, G., et Thenaill, C., 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes : do farming activities help. *Landscape Ecology*, 18(3) :303–314.

Baudry, J. et Jouin, A., 2003. *De la haie aux bocages : organisation, dynamique et gestion.* INRA Editions, Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Paris.

Bazin, P., 1995. *Les Talus Du Bocage.* Institut pour le Développement Forestier.

Beaujouan, V., 2001. *Modélisation Des Transferts D'eau et D'azote Dans Les Sols et Les Nappes. Développement D'un Modèle Conceptuel Distribué. Application À de Petits Bassins Versants.* Thèse de Doctorat, ENSA, Rennes.

Beaujouan, V., Durand, D., et Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137(1) :93–105.

Benoît, M., 1994. Risques de pollution des eaux sous prairie et sous culture. influence des pratiques d'apport d'engrais de ferme. *Fourrages*, 140 :407–420.

Bogdanoff, S. et Julien, M., 1996. *Carte Géologique Au 1/50000. Notice Explicative de la Feuille de Dol de Bretagne.* BRGM.

Bowes, J., 2001. Modeling soil erosion around buried archeological sites in lowland scotland. In *5th Conference on Geomorphology, Tokyo. Transactions of the Japanese Geomorphological Union.*

Boyer, B., 2002. Use of DOC characterization to determine sources to surface waters. In Sciences, Environmental et Syracuse Forestry College, N.Y., éditeurs, *Dissolved Organic Carbon (DOC), Organic Matter Characterization and Hydrological Relationships.*

Bréda, N., A., Granier, Barataud, F., et Moyne, C., 1995. Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil*, 172 :17–27.

Bréda, N., Cochard, H., Dreyer, E., et Granier, A., 1993. Water transfer in a mature oak stand (quercus petraea) : Seasonal evolution and effects of a severe drought. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 :1136–1143.

Bréda, N et Granier, A., 1996. Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of sessile oak stand (quercus petraea). *Annals of Forest Science*, 53 :521–536.

Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., et Stone, C.J., 1984. *Classification and regression by tree.* Wadsworth, Belmont California.

Burel, F. et Baudry, J., 1999. *Ecologie Du Paysage. Concepts, Méthodes et Applications.* Tec et Docs, Paris.

Buresh, R. et Tian, G., 1998. Soil improvement by trees in sub-saharian africa. *Agroforestry Systems*, 38 :51–76.

Burgess, S.S.O., Adams, M., Turner, N.C., et Ong, C.K., 1998. The redistribution of soil water by tree root systems. *Oecologia*, 115 :306–311.

Burns, I.G., 1974. A model for prediciting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evapotranspiration. *Journal of Soil Science*, 25 :165–178.

Caldwell, M.M., Dawson, T.E., et Richards, J.H., 1998. Hydraulic lift consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia*, 113 :151–161.

Canadell, J., Jackson, R.B., Ehlinger, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., et Schultze, E.D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108 :583–595.

Canévet, C., 1992. *Le modèle agricole breton. Histoire et géographie d'une révolution agro-alimentaire*. Presses Universitaires de Rennes.

Cann, C., 1998. Evolution de l'agriculture et de sa pression polluante. In Cheverry, C., éditeur, *Agriculture Intensive et Qualité Des Eaux*, pages 25–39, Paris. INRA Editions.

Carnet, C., 1978. *Etude Des Sols et de Leur Régime Hydrique En Région Granitique de Bretagne : Une Approche Du Rôle Du Bocage*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes, UER Sciences Biologiques.

Caubel, V., 2001. *Influence de la Haie de Ceinture de Fond de Vallée sur la Dynamique de L'eau et Des Solutés À Son Voisinage*. Thèse de Doctorat, ENSA, Rennes.

Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P., et Grimaldi, M., 2003. Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil water movement. *Hydrological Processes*, 17 :1811–1821.

Chaplot, V., 1998. *Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédicitve de leur distribution*. Thèse de Doctorat, ENSA Rennes.

Cheverry, C., 1998. *Agriculture Intensive et Qualité Des Eaux*. Paris, inra edition.

COMIFER, 1996. *Calcul de la Fertilisation Azotée Des Cultures Annuelles*. Comifer.

Corgne, S., Hubert-Moy, L., Dezert, J., et Mercier, G., 2003. Land cover change prediction with a new theory of plausible and a paradoxical reasoning. In *Proceedings of Fusion 2003 Int. Conf., Cairns, Australia, July 2003*.

Correll, D.L. et Weller, D.E., 1989. Factors limiting processes in freshwater wetlands : An agricultural primary stream riparian forest. In of Scientific, USDOE Office et Information, Technical, éditeurs, *Freshwater Wetlands and Wildlife, Conf8603101, DOE Symposium Series Nř61*, pages 9–23, Oak Ridge Tenessee. Sharitz, R.R. and Gibbons, J.W.

Cosandey, C., Nancy, 26-28 sept. 2001 2001. Conséquence des forêts sur l'écoulement annuel des cours d'eau. In *Forêts et Eau. Colloque d'Hydrotechnique, 168ème Session Du Comité Scientifique et Technique*, pages 61–71. Société d'Hydrotechnique de France.

Croix, N., 1997. Agriculture et environnement dans l'ouest de la france. le rôle des politiques environnementales dans les adaptations agricoles. *Norois*, 44 :155–171.

Dale, V.H., Fortes, D.T., et Ashwood, T.L., 2002. A landscape-transition matrix approach for land management. In Liu, J. et Taylor, W.W., éditeurs, *Integrating Landscape Ecology into Natural Ressource Management*, pages 265–293, Cambridge, UK. Cambridge University Press.

Dauer, D.M., Ranasinghe, J.A., et Weisberg, S.B., 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient load, and land use patterns in chesapeake bay. *Estuaries*, 23(1) :80–96.

De Jong, E. et Kowalchuk, T., 1995. The effect of shelterbelts on erosion and soil properties. *Soil Science*, 159 :337–345.

De Montard, F.X., Rapey, H., Delpy, R., et Massey, P., 1999. Competition for light, water, nitrogen in an association of hazel (corylus avellena l.) and cocksfoot (daactalys glomerat l.). *Agroforestry Systems*, 43 :135–150.

De Parcevaux, S. et Guyot, G., 1980. Bioclimatologie et aménagement du bocage. *Bulletin Technique d'Information (FRA)*, 353-355 :631–656.

Dosskey, M., 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management*, 28 :577–598.

Dougherty, P.M. et Hinckley, T.M., 1981. The influence of a severe drought on net photosynthesis of white oak (quercus alba). *Canadian Journal of Botany*, 59 :335–341.

Durand, P. et Juan Torres, J.L., 1996. Solute transfer in agricultural catchments : The interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology*, 181 :1–22.

Eastham, J., Rose, C.W., Cameron, D.M., Rance, S.J., Talsma, T., et Carles Edwards, D.A., 1990. Tree/pasture interactions at a range of three densities in a agroforestry experiment. water uptake in relation to rooting patterns. *Australian Journal for Agroforestry Research*, 41 :697–707.

Fiebig, D.M., Lock, M.A., et Neal, C., 1990. Soil water in the riparian zone as source of carbon for headwater stream. *Journal of Hydrology*, 116 :217–237.

Firestone, M.K., 1982. Biological denitrification. In Stevenson, M.G. et al., éditeur, *Nitrogen in agricultural soils*, pages 289–326, Madison, Wisconsin. American Society of Agronomy.

Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K., et Frede, H-G., 2001. Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Physic and Chemistry of the Earth*, 26 (7) :577–582.

Franco, D., Perelli, M., et Scattolin, M., 1996. Buffer strip to protect the venice lagoon from non point source pollution. In *Proceeding of the International Conference on Buffer Zones, their Processes and Potential in Water Protection*, Heythrop (UK).

Gascuel-Odoux, C. et Aurousseau, P., 1999. *Un Indicateur de Risque Parcellaire de Contamination Des Eaux Superficielles Par Les Pesticides*. Rapport Bretagne Eau Pure.

Gaudillère, J.P., 1997. *Gestion de L'azote Chez Les Espèces Ligneuses*, pages 295–305. INRA Edition Mieux Comprendre.

Granier, A., Lousteau, D., et Bréda, N., 2000. A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. *Annals of Forest Science*, 57 : 755–765.

Grimaldi, C., Viaud, V., Massa, F., Carteaux, L., Derosch, S., Regeard, A., Fauvel, Y., Gilliet, N., et Rouault, F., in press. Stream nitrate variations explained by groundwater head fluctuations in a pyrite-bearing aquifer. *Journal of Environmental Quality*.

Gruau, G., Vidy, A., Dia, A.N., Molénat, J., Jaffrezic, A., Petitjean, P., Bouhnik-Le Coz, M., et Henin, O., 2001. Seasonal and interannual variability on the cycling and transport of DOC and trace metals accross the wetland-stream transition. In *AGU 2001 Fall Meeting*, San Fransisco.

Guyot, G. et Seguin, B., 1978. Influence du bocage sur le climat d'une petite région : Résultats des mesures effectuées en bretagne. *Agricultural Meteorology*, 19 :411–430.

Halldin, S., Saugier, B., et Pontailler, J.Y., 1985. Evapotranspiration of a deciduous forest : Simulation using routine meteorological data. *Journal of Hydrology*, 75 :323–341.

Hartemink, A.E., Buresh, R.J., Bashir-Jama, et Janssen, B.H., 1996. Soil nitrate and water dynamics in sesbania fallow, weed fallow, and maize. *Soil Science Society of America Journal*, 60 :568–574.

Haynes, R.J., 1986. *The decomposition process : mineralization, immobilization, humus, formation and degradation*, pages 52–126. Haynes, R.J.

Hillel, D., 1980. *Applications of Soil Physics*. New York, press academic edition.

Horton, R.E., 1933. The role of infilitration in the hydrological cycle. *Transactions of the American Geophysic Union*, 14 :446–460.

Hubert-Moy, L., Houet, T., et Corgne, S., 2003. *Etude Diagnostic de L'évolution de L'occupation Des Sols sur Trois Bassins Versants Du Blavet (1952-2002)*. Rapport interne, COSTEL UMR CNRS 6554 LETG, SAGE Blavet.

Humbert, J. et Najjar, G., 1992. *Influence de la Forêt sur Le Cycle de L'eau En Domaine Tempéré - Une Analyse de la Littérature Francophone*. Université Louis Pasteur, Strasbourg I.

IDF, 1997. Les haies de bretagne : Enquête statistique, application à un diagnostic de leurs rôles. Technical report.

INRA, CNRS, ENSAR, et de Rennes, Université, 1976. *Les bocages : histoire, écologie, économie*. INRA, Paris.

Johnes, P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus deliverd load to surface waters : the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183 :323–349.

Jordan, T.E., Corell, D.L., et Weller, D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. 22 :467–473.

Jordan-Meille, L., Dorioz, J.M., et Wang, D., 1998. Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. *Agronomie*, 18 (1) :5–26.

Kedziora, A., Oleijnik, J., et Kapuscinski, J., 1989. Impact of landscape structure on heat and water balance. *Ecol. Intern. Bul.*, 17 :1–17.

Kemper, D., Dabney, S., L., Kramer, Domonick, D., et Keep, T., 1992. Hedging against erosion. *Journal of soil and water conservation*, 47(4) :284–288.

Kirkby, M.J., 1978. *Hillslope Hydrology*. John Wiley and sons, Chichester.

Klöcking, B., Ströbl, B., Knoblauch, S., Maier, U., Pfützner, B., et Gericke, A., 2003. Development and allocation of land-use scenarios in agriculture for hydrological impact studies. *Physic and Chemistry of the Earth*, 28 :1311–1321.

Kozlowski, T.T. et Pallardy, S.G., 1997. *Physiology of Woody Plants*. Academic Press.

Lambin, E.F., Rounsevell, M.D.A., et Geist, H.J., 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82 :321–331.

Langevin, C., Minoux, L., L'Homer, A., Lautridou, J.P., Dassibat, C., et Verron, G., 1984. *Carte Géologique 1/50 000. Notice Explicative de la Feuille d'Avranche*. BRGM.

Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C., et Daroussin, J., 2002. *L'érosion hydrique des sols en France*. Rapport INRA, IFEN.

Le Coeur, D., 1996. *La végétation des éléments linéaires non cultivés des paysages agricoles : identification, à plusieurs échelles spatiales, des facteurs de la richesse et de la composition floristiques des peuplements*. Thèse de Doctorat, UFR Sciences de la Vie, Université de Rennes 1.

Le Coeur, D., Baudry, J., et Burel, F., 1997. Field margins plant assemblages : variation partioning between local and landscape factors. *Landscape and Urban Planning*, 37 :57–71.

Lefebvre, S., 2003. *Interface eau-sédiments des cours d'eau en région agricole : rôle dans les cycles biogéochimiques*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1.

Lehmann, J., Weigl, D., Droppelmann, K., Huwe, B., et Zech, W., 1998. *Nutrient Cycling in an Agroforestry System with Runoff Irrigation in Northern Kenya*, pages 49–70. Forestry Sciences. Auclair, D. and Dupraz, C., kluwer academic publishers edition.

Lickens, G.E. et Bormann, E.H., 1995. *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem (Second Edition).* Springer-Verlag, New-York.

Lowrance, R.R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Corell, D.L., Gilliam, J.W., Robinson, R.B., Brinsfield, R.B., Staver, K.W., Lucas, W., et Todd, A.H., 1995. Water quality functions of riparian forest buffer systems in the chesapeake bay watershed. In *Proceedings Chesapeake Bay Program, Annapolis*, pages 65–75.

Marguerie, D., Antoine, A., Thenail, C., Baudry, J., Bernard, V., Burel, F., Catteddu, I., Daire, M.Y., Gautier, M., Gebhardt, A., Guibal, F., Kergreis, S., Lanos, P., Le Coeur, D., Le Du, L., Merot, P., Naas, P., Ouin, A., et Pichot, D., in press. *Bocages armoricains et sociétés : genèse, évolution et interactions.* Elsevier, Paris.

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 Doctorat, Université de Rennes 1.

Merot, P., 1978. *Bocage : Sols et Eau, Tome 1. Le Bocage En Bretagne Granitique, Une Approche de la Circulation Des Eaux.* Thèse de Doctorat, Université de Rennes.

Merot, P., 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie*, 19 :655–669.

Merot, P., Gascuel-Odoux, C., Walter, C., Zhang, X., et Molénat, J., 1995. Bocage landscape and surface water pathways. *Revue des Sciences de l'Eau*, 12(1) :23–44.

Merot, P, Squividant, S., Aurousseau, P., Hefting, M., Burt, T., Kruk, M., Butturini, A., Thenail, C., et Viaud, V., 2002. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along a european climate gradient. *Ecological Modelling*, 3221 :1–21.

Merot, P., Walter, C., Zhang, X., et Molenat, 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.

Mette, R. et Sattelmacher, B., 1994. Root and nitrogen dynamics in the hedgerow - field interface. consequences for land-use management. In *Proceedings of the 7th International Symposium of CIEC, Agroforestry and Land-Use Change in Industrialised Nations*, pages 275–284. Berlin, Humbolt University.

Mitas, L. et Mitasova, H., 1998. Distributed erosion modeling for effective erosion prevention. *Water Resource Research*, 34 :505–516.

Molénat, J., Davy, P., Gascuel, C., et Durand, P., 1999. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and cross-spectral analysis of time series. *Journal of Hydrology*, 222 :152–164.

Molénat, J., Gascuel-Odoux, C., Davy, P., et Durand, P., in press. Characterising and modeling shallow groundwater surface variations in a western france catchment underlain by crystalline bedrock. *Hydrological Processes*.

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. In *State and Movement of Wate Living Organisms. XIX Symp. Soc. Exp. Biol.*, pages 305–324, New-York. Academic Press.

Morant, P., Le Henaff, F., et Marchand, J.P., 1995. Les mutations d'un paysage bocager : essai de cartographie dynamique. *Mappemonde*, 1 :5–8.

Mussche, S., Bussche, S., De Schrijver, A., Neirynck, J., Nachtergale, L., et Lust, N., 1998. Nutrient uptake of a mixed oak/beech forest in flanders (belgium). *Silva Gandavensis*, 63 :120–133.

Nizinski, J. et Saugier, B., 1989. Dynamique de l'eau dans une chênaie (quercus petraea (matt.) liebl.) en forêt de fontainebleau. *Annales des Sciences Forestières*, 39(3) :289–306.

Norton, M.M. et Fisher, T.R., 2000. The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the chesapeake bay. *Ecological Engineering*, 14 :337–362.

ONF, 1999. *L'eau et la Forêt*, volume 37 of *Bulletin Technique*. Office National des Forêts.

Paningbatan, E.P., Ciesiolka, C.A., Coughlan, K.J., et Rose, C.W., 1995. Alley cropping for managing soil erosion of hilly lands in the philippines. *Soil Technology*, 8 :193–204.

Pauwels, H., Kloppmann, W., Foucher, J.C., Martelat, A., et Fritsche, V., 1998. Field tracer test for denitrification in a pyririte-bearing schist aquifer. *Applied Geochemistry*, 13 (6) :767–778.

Pellerin, J. et Van Vliet-Lanoe, B., 1998. Le bassin du coët-dan au coeur du massif armoricain. 2. analyse cartographique de la région de naizin. In Cheverry, C., éditeur, *Agriculture Intensive et Qualité Des Eaux*, pages 17–24, Paris. INRA éditions.

Penman, H.L., 1956. Evapotranspiration : An introductory survey. *Neth. J. Agr. Sci.*, 4 :9–29.

Pinay, G., Ruffinoni, C., et Fabre, A., 1995. Nitrogen cycling in 2 riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry*, 30 :9–29.

Pinay, G. et Troccaz, O., 1999. *Influence de la Structure Du Paysage et Des Zones Humides de Bas-Fond sur Les Flux D'azote En Bassin Versant Agricole*. Rapport final Bretagne Eau Pure 2. UMR ECOBIO Université de Rennes 1.

Pontius, R.G., Claessens, L., Hopkinson, C., Marzouk, A., Rastetter, E.B., Schneider, L.C., et Vallino, J. Scenarios of land-use change and nitrogen release in the ipswich watershed, massachusetts, USA. In *4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling : Problems, Prospects and Research Needs. Banff, Alberta, Canada, September 2-8, 2000.*

Rambal, S., 1984. Water balance and pattern of root water uptake by a quercus coccifera l. evergreen scrub. *Oecologia*, 1984 :18–25.

Ranger, J., Colin-Belgrand, M., et Nys, C., 1995. Le cylcle biogéochimique des éléments majeurs dans les écosytèmes forestiers. importance dans le fonctionnement des sols. *Etude et Gestion des sols*, 2 (2) :119–134.

Ruiz, L., Aurousseau, P., Baudry, J., Beaujouan, V., Cellier, P., Curmi, P., Durand, P., Gascuel-Odoux, C., Leterme, P., Peyraud, J.L., Thenail, C., et Walter, C., in press. *Conception de bassins versants virtuels : un outils pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote dans les bassins versant*. INRA, Paris.

Ryszkowski, L. et Kedziora, A., 1987. Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling. *Landcape Ecology*, 1 :85–94.

Sanchez-Perez, J.M., Trémolières, M., Takatert, M., Aackerer, P., Eichhorn, A., et Maire, G., 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the ill floodplain (eastern france). *Hydrobiologia*, 410 :185–193.

Saugier, B., 2001. Comment les forêts contrôlent-elles le cycle de l'eau. In *Forêts et Eau, Colloque d'Hydrotechnique, 168ème Session Du Comité Scientifique et Technique*, pages 3–10, Nancy, 26-28 septembre 2001. Société Hydrotechnique de France.

Schermann, N. et Baudry, J., 2002. Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'un paysage : Application à la mosaïque d'occupation du sol d'un territoire agricole dans le bocage breton. *Géomatique*, 12(3-4) :169–186.

Schroth, G., 1999. A review of belowground interactions in agroforestry, focusing onmechanisms and management options. *Agroforestry Systems*, 43 :5–34.

Seyfried et Rao, PSC., 1991. Nutrient leaching loss from two contrasting cropping systems in the humid tropics. *Tropical Agric Trinidad*, 68 :9–18.

Simon, J.C., Vertes, F., Decau, M.L., et Le Correl, L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. 1. bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. *Fourrages*, 151 :249–262.

Skop, E. et Sorensen, P.B., 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale : a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the vejle fjord catchment. *Ecological Modelling*, 106 :291–310.

Snyder, C.D., Young, J.A., Villella, R., et Lemarié, D.P., 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18 :647–664.

Spruill, T.B., 2000. Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and groundwater quality. *Journal of Environmental Quality*, 29 :1523–1538.

Squividant, H., 1994. MNTSURF : Logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. Technical report, ENSA Rennes.

Strahler, A.N., 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63 : 923–938.

Teskey, R.O. et Hinckley, T.M., 1981. Influence of temperature and water potential on root growth of white oak. *Physiologia Plantarum*, 52 :363–369.

Thenail, C., 1996. *Exploitations Agricoles et Territoires : Contribution À la Structuration de la Mosaïque Paysagère*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1.

Thenail, C., 2002. Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. study case in brittany, france. *Agricultural Systems*, 71 :201–230.

Thenail, C. et Baudry, J., 2004. Variation of the spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape : a case study in northeast brittany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101 :53–72.

Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Mignolet, C., Souchère, V., di Pietro, F., Pons, Y., et Baudry, B., in press. From inner-farms organization of crop rotations to landscape-scale building of crop mosaics. In *Proceedings of ESA Conf., Copenhaguen, july 2004*.

Turgie, J.P., 1997. *Usage Des Zones Humides Dans Les Exploitations Agricoles. Cas de Deux Bassins Versants Du Département de la Manche*. Mémoire d'Ingénieur des Travaux Agricoles.

Tuteja, N., Beale, G., Dawes, W., Vaze, J., Murphy, B., Barnett, P., Rancic, A., Evans, R., Geeves, G., Rassam, D.W., et Miller, M., 2003. Predicting the effects of land-use change on water and salt balance. a case study of a catchment affected by dryland salinity in NSW, australia. *Journal of Hydrology*, 283 :67–90.

Van Miegroet, H. et Johnson, D.W., 1993. *Nitrate Dynamics in Forest Soils*, pages 75–97. Burt, T.P. and Heathwaite, A.L. and Trudgill, S.T.

Van Noordwijk, M., Lawson, G., Soumare, A., Groot, J.J.R., et Hairiah, K., 1996. Root distribution of trees and crop : Competition and / or complementarity. In Ong, C.K. et Huxley, P., éditeurs, *Tree-Crop Interactions*, pages 319–364, Oxon, UK. CAB International Edition.

Vogt, K.A., Grove, M., Asbjornsen, H., Maxwell, K.B., Vogt, D.J., R., Sigurdardottir, Larson, B.C., Schilbi, L., et Dove, M., 2002. Linking ecological and social scales for natural resource management. In Liu, J. et Taylor, W.W., éditeurs, *Integrating Landscape Ecology Principles into Natural Resource Management*, pages 143–175, Cambridge, UK. Cambridge University Press.

Vought, L.B.M., Dahl, J., Pedersen, C.L., et Lacoursiere, J.O., 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, 23 :342–348.

Walter, C., Chaussod, R., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., Dambreville, C., Ferrant, C., Follain, S., Gascuel, C., Henault, C., Jaffrezic, A., Jarrige, G., Lamandé, M., Lemercier, B., Mac Bratney, A., Peres, G., Vertès, F., et Viscarra-Rossel, R., 2002. *Caractérisation, Déterminisme et Surveillance de la Qualité Des Sols En Milieu Limoneux Acide*. INRA-ENSA Rennes UMR So,l Agronomie, Spatialisation - INRA Dijon-CMSE-Laboratoire de microbiologie des sols - CNRS Unviersité de Rennes 1 UMR Ecobio.

Walter, C. et Curmi, P., 1998. *Les Sols Du Bassin Versant Du Coët-Dan : Organisation, Variabilité Spatiale et Cartographie*, in Les sols du bassin versant du Coet Dan : organisation, variabilité spatiale et cartographie, pages 85–105. Cheverry, C., Paris, inra edition.

Walter, C., Merot, P, Layer, B, et Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslope. *Soil Use and Management*, 19 :201–207.

Young, A., 1997. Agroforestery for soil management. *CAB International, UK Wallington*.

Listes

Liste des tableaux

6.1 Moyennes et écarts-type des concentrations en nitrate, COD et chlorure par année hydrologique de 1996 à 2000 sur le bassin A de Pleine-Fougères. 83
6.2 Moyennes et écarts-type des concentrations en nitrate, COD et chlorure par année hydrologique de 1996 à 2000 sur le bassin B de Pleine-Fougères. 84
6.3 Moyennes et écarts-type des concentrations en nitrate, COD et chlorure par année hydrologique de 1996 à 2000 sur le bassin C de Pleine-Fougères. 85
6.4 Evolution du cheptel sur la commune de Naizin entre 1970 et 2000 (données du recensement agricole). 91
6.5 Densité de haies en 1998 dans les sous-bassins versants du Yar. 98
6.6 Données utilisées pour les quatres sites étudiés et questions traitées ((X) utilisé, (-) non utilisé). 104

7.1 Caractéristiques physiques, occupation du sol et niveau de fertilisation sur les bassins A, B, C de Pleine-Fougères, le bassin du Moulinet (D) et le bassin de Kervidy-Naizin (N). 106
7.2 Moyennes saisonnières (écarts-type) des concentrations en nitrate et en COD à l'exutoire des bassins B et C de Pleine-Fougères de 1996 à 1998. 114
7.3 Classement des bassins A, B, C, D, et N relativement aux paramètres de mesure de l'effet tampon. 117

8.1 Densité de haies en fonction des systèmes de production des exploitations dans le site de Pleine-Fougères (d'après Thenail (1996)). 122
8.2 Statistiques générales sur les densités et la répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin dans les bassins versants d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères.124
8.3 Statistiques générales sur les densités et la répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin pour les bassins versants d'ordre 2 du site de Pleine-Fougères.127
8.4 Densité et répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin pour les bassins versants d'ordre 3 du site de Pleine-Fougères. 127
8.5 Densité et répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin dans le bassin versant de Naizin et le sous-bassin de Kervidy-Naizin, pour les années 1948 et 2000. 128

8.6 Statistiques générales sur les densités et la répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin pour les sous-bassins versants du Yar en 1998. 129
8.7 Densité et répartition des haies entre la zone de bas-fond et le reste du bassin dans deux sous-bassins du Yar, pour les années 1952 et 1998. 129
8.8 Moyenne des pentes locales et densité de haies dans les sous-bassins versants du Yar (hors zones de bois). 134

10.1 Coefficients de risque polluant des parcelles utilisés dans l'approche structurale des transferts de nutriments. 182
10.2 Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) du risque brut moyen de lessivage à l'échelle des bassins versants et des zones humides dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères de 2000 à 2002. 188
10.3 Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) des densités de haies et de structures boisées (exprimées en pourcentage de pixels de 5 x 5 m) à l'échelle des bassins versants et des zones humides dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères. 188
10.4 Risques polluants bruts, pondérés par la distance et pondérés par la distance et par l'effet des zones boisées dans les bassins versants A, B, C de Pleine-Fougères (moyennes inter-annuelles). 192
10.5 Rang des bassins du site de Pleine-Fougères par rapport à la densité de haies et par rapport aux variables de fonctionnement calculées dans le modèle de calcul de réseau de drainage d'une part et dans le modèle LANDBUF d'autre part (classement par ordre d'efficacité décroissante). 195

11.1 Règles de construction des territoires d'exploitation 200
11.2 Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 1. 204
11.3 Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 2 204
11.4 Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 3. 207
11.5 Règles d'allocation des usages des parcelles dans les exploitations de type 4. 207
11.6 Pourcentage moyen (écart-type) d'exploitations 3 et 4 par classe d'indice topographique I_{topo}, à l'échelle de la zone parcellaire 3 et à l'échelle du bassin versant C. . . 211

12.1 Effet de l'agrandissement des exploitations agricoles sur les caractéristiques du réseau de drainage prenant en compte les haies. 216
12.2 Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) du risque brut moyen de lessivage à l'échelle des bassins versants dans la simulation initiale et à l'issue de l'agrandissement des exploitations. 220
12.3 Effet du changement de système de production sur les caractéristiques du réseau de drainage prenant en compte les haies. 225

12.4 Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) du risque brut moyen de lessivage à l'échelle des bassins versants dans la simulation initiale et à l'issue du changement de système de production des exploitations de la zone 3 du site de Pleine-Fougères. 228
12.5 Statistiques (bassins d'ordre 1) et valeurs (bassins d'ordre 2 et 3) de la densité de haies à l'échelle des bassins versants dans la simulation initiale et l'issue du changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères. 229
12.6 Coefficients de risque polluant des parcelles utilisés dans l'approche structurale des transferts de nutriments. 232

Table des figures

1.1 Transferts et transformations de l'azote dans un bassin versant à nappe superficielle. 32

2.1 Cartes des isovaleurs du potentiel total de l'eau en automne le long de deux transects voisins, l'un intersectant une haie, l'autre sans haie, en Bretagne (d'après Caubel et al. (2003)). 39

4.1 Débits et concentrations en nitrate dans le bassin versant de Kervidy-Naizin et schématisation de l'effet hypothétique des haies. 70

5.1 Comparaison du contexte géologique et de la localisation du bocage et en Bretagne. (A) Carte géologique de la Bretagne (d'après la carte géologique de France au 1/1 000 000, BRGM) (B) Densité de haies en Bretagne (d'après IDF (1997)). 74

6.1 Localisation des sites d'étude 80
6.2 Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin A du site de Pleine-Fougères de 1996 à 2000. 83
6.3 Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin B du site de Pleine-Fougères de 1996 à 2000. 84
6.4 Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin C du site de Pleine-Fougères de 1996 à 2000. 85
6.5 Carte géologique de la région du site de Pleine-Fougères (Bogdanoff et Julien,1996). . 86
6.6 Carte topographique du site de Pleine-Fougères et localisation des bassins A, B, C. . 87
6.7 Occupation du sol du site de Pleine-Fougères pour l'année 2000. 88
6.8 Réseau de haies du site de Pleine-Fougères pour l'année 2000. 89
6.9 Topographie du bassin de Naizin. Contour du sous-bassin de Kervidy. 93
6.10 Distribution des sols hydromorphes dans le bassin de Naizin. 93
6.11 Réseau bocager du bassin de Naizin en 1948 (image de gauche) et en 2000 (image de droite). 93
6.12 Occupation du sol du bassin de Naizin en 1996. 93
6.13 Chroniques des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire de Kervidy-Naizin du 1er sept. 1999 au 1er sept. 2001 94

6.14 Chronique des débits et concentrations en nitrate à l'exutoire du Moulinet de 1995 à 2000 (d'après Grimaldi et al. (in press)). 96
6.15 Topographie du bassin versant du Yar et localisation des sous-bassins. 99
6.16 Occupation du sol du bassin du Yar pour l'année 2000. 100
6.17 Cartographie du bocage du bassin de Yar pour l'année 1998. 101

7.1 Évolution des concentrations en COD, NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} à l'exutoire des bassins A, B, C de Pleine-Fougères, du Moulinet (D) et de Kervidy-Naizin (N) du 27/09/01 au 27/03/02. 110
7.2 Box-plot des concentrations en COD et en NO_3^- à l'exutoire des bassins A, B, C de Pleine-Fougères, du Moulinet (D) et de Kervidy-Naizin (N) du 27/10/01 au 27/03/02. 111
7.3 Variogrammes temporels des concentrations en COD et en NO_3^- , hors crues, à l'exutoire des bassins A, B, C de Pleine-Fougères, du Moulinet (D) et de Kervidy-Naizin (N) du 27/10/01 au 27/03/02. 113
7.4 Box-plot des concentrations en COD et en NO_3^- à l'exutoire des bassins B et C de Pleine-Fougères pour les années 1996-1997 et 1997-1998. 114
7.5 Variogrammes temporels des concentrations en COD et en NO_3^- , hors crues, à l'exutoire des bassins B et C de Pleine-Fougères du 1/04/96 au 29/09/96. 116

8.1 Taux de boisement des limites parcellaires sur le site de Pleine-Fougères en fonction de l'occupation du sol des parcelles adjacentes (d'après Baudry et Jouin (2003)). . . 121
8.2 Densité de haies en bas de versant en fonction de la densité de haies dans l'ensemble du bassin versant pour les bassins d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins). 125
8.3 Indice d'effet tampon potentiel des haies vis à vis des transferts de subsurface en fonction de la densité de haies (A) et de la surface relative de la zone de bas-fond (B) dans les bassins d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins). 125
8.4 Indice de polarisation des réseaux de haies en fonction de la densité de haies (A) et de la surface relative de la zone de bas-fond (B) pour les bassins versants d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins). 126
8.5 Indice de polarisation des réseaux de haies en fonction de la densité de haies (A) et de la surface relative de la zone de bas-fond (B) dans les sous-bassins versants du Yar. 129
8.6 Distribution des pentes locales dans les sites de Naizin, du Yar et de Pleine-Fougères. 131
8.7 Moyennes des pentes locales et densité de haies par versant dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000. 132
8.8 Moyennes des pentes locales et densité de haies dans des fenêtres de 160 ha dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000. 133
8.9 Moyennes des pentes locales et densité de haies par versant dans le sous-bassin du Yar, pour les réseaux de haies de 1952 et de 1998. 134

10.1 Exemple de cas particulier non géré par le modèle topologique au niveau de la connexion de plusieurs haies. (A) Directions de drainage calculées par le modèle (B) Directions de drainage après correction manuelle. 175

10.2 Relation entre la densité de haies et la densité de mailles haies puits dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000. 176

10.3 Relation entre la densité de haies et la diminution de la longueur potentielle de ruissellement sous l'effet des haies dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000. 177

10.4 Relation entre la densité de haies et la surface moyenne drainée par les mailles haies puits dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000. 178

10.5 Relation entre la densité de haies et la surface drainée directement connectée au cours d'eau dans les bassins de Pleine-Fougères pour le réseau de haies actuel, et dans le bassin versant de Naizin pour les réseaux de haies de 1948 et de 2000. 178

10.6 Principe du modèle d'analyse spatiale du risque de transfert de nutriments. 185

10.7 Évolution inter-annuelle du risque brut de lessivage dans les bassins versants d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères à l'échelle de la zone humide et à l'échelle du bassin : comparaison entre 2000 et 2001 (graphiques de gauche) et entre 2000 et 2002 (graphiques de droite). 187

10.8 Relation entre le risque de lessivage brut moyen de 2000 à 2002 (R^0_{BV}) et le risque pondéré par la distance (R^d_{BV}) dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères. . 189

10.9 Relation entre le risque pondéré par la distance (R^d_{BV}) et la distance euclidienne moyenne au cours d'eau dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères. 189

10.10 Relation entre le risque pondéré par la distance (R^d_{BV}) et le risque pondéré par la distance et les réseaux boisés (R^h_{BV}) dans les bassins versants du site de Pleine-Fougères. 190

10.11 Relation entre la densité de structures boisées (respectivement de haies) et le nombre de pixels boisés (respectivement haies) traversés dans les bassins d'ordre 1 du site de Pleine-Fougères. 191

10.12 Relation entre la densité de structures boisées et l'abattement moyen inter-annuel A^h_{BV} dans les bassins versants d'ordre 1 d'une part et 2 et 3 d'autre part du site de Pleine-Fougères. 191

11.1 Distribution de la taille des parcelles sur le site de Pleine-Fougères et définition des localisation des trois zones du parcellaire. 201

11.2 Distribution de la superficie des exploitations agricoles par type d'exploitation, dans les simulations de paysages bocagers sur le site de Pleine-Fougères. 202

11.3 Composition des trois classes d'indice climato-topographique, I_{topo}, en type d'exploitations dans le site de Pleine-Fougères pour les 10 mosaïques de territoires d'exploitations modélisées. 203
11.4 Surface en prairies permanentes dans les mosaïques de territoires d'exploitations simulées sur le site de Pleine-Fougères dans trois classes d'indice climato-topographique I_{topo}. 205
11.5 Distribution de la taille des exploitations modélisées dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères avant et après agrandissement des exploitations. 208
11.6 Distribution de la taille des parcelles dans les paysages modélisés, dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères, avant et après agrandissement des exploitations. 208
11.7 Évolution de la densité de haies dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères lors de l'agrandissement. Résultats pour 10 simulations de réseaux de haies, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT). 209
11.8 Évolution de la densité de haies par classe d'indice topographique I_{topo} lors du changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour trois chaque mosaïque de territoire (CHG1 à CHG3) après changement de système de production par rapport à la mosaïque initiale (INIT). 211

12.1 Variation relative de la densité de mailles haies puits en fonction de la variation relative de la densité de haies lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères. 217
12.2 Variation relative de la surface drainée directement connectée au cours d'eau en fonction de la variation relative de la densité de haies lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères. 218
12.3 Variation relative de la longueur potentielle de ruissellement en fonction de la variation relative de la densité de haies lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères. 219
12.4 Évolution du risque brut lors de l'agrandissement par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 220
12.5 Évolution de la densité de haies après agrandissement des exploitations par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). . 221
12.6 Variation de la densité de haies et du nombre de pixels haies traversés lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). . 222

12.7 Variation du risque brut et du risque pondéré par la distance lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 223
12.8 Évolution de l'atténuation du risque liée aux structures boisées lors de l'agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 224
12.9 Variation relative de la densité de mailles haies puits en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du changement de système de production dans les bassins versants de la zone 3 du site de Pleine-Fougères. 225
12.10Variation relative de la surface drainée directement connectée au cours d'eau en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du changement de système de production dans les bassins versants de la zone 3 du site de Pleine-Fougères. 226
12.11Variation relative de la longueur potentielle de ruissellement en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du changement de système d'exploitation dans les bassins versants de la zone 3 du site de Pleine-Fougères. 227
12.12Évolution du risque brut lors du changement de système de production par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). . . . 228
12.13Évolution de la densité de haies lors du changement de systèmes de production par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 229
12.14Variation relative de la densité de haies et du nombre de pixels haies traversés lors du changement de systèmes de production par rapport à la mosaïque simulée initiale dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 230
12.15Variation du risque brut et du risque pondéré par la distance lors du changement de système de production dans les bassins versants d'ordre 1 de la zone 3 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 231
12.16Complémentarité des échelles bassin versant et exploitation agricole dans l'étude des interactions entre dynamiques agricoles et flux. 241
12.17Mosaïque simulée initiale(INIT). 273
12.18Mosaïque simulée après agrandissement des exploitations dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères. 274
12.19Mosaïque simulée après changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères. 275
12.20Évolution de la surface en maïs lors de l'agrandissement dans les trois zones du site de Pleine-Fougères dans l'ensemble des zones et dans le bas de versant. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT). 276

12.21Évolution de la surface en céréales lors de l'agrandissement dans les trois zones du site de Pleine-Fougères dans l'ensemble des zones et dans le bas de versant. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT). 277
12.22Évolution de la surface en prairies temporaires lors de l'agrandissement dans les trois zones du site de Pleine-Fougères dans l'ensemble des zones et dans le bas de versant. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT). 278
12.23Densité de haies dans les bassins versants d'ordre 2 et 3 après changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères. Résultats pour trois répétitions de changement (1 à 3). 279
12.24Occupation du sol moyenne sur 10 ans dans les bassins versants d'ordre 2 et 3 après changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères, pour chaque mosaïque de territoires (CHG1 à CHG3). 280
12.25Évolution du risque brut lors du 2nd agrandissement par rapport à la mosaïque simulée après le 1er agrandissement dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).281
12.26Évolution de la densité de haies lors du 2nd agrandissement par rapport à la mosaïque simulée après le 1er agrandissement dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).282
12.27Variation du risque brut et du risque pondéré par la distance lors du 2nd agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 282
12.28Variation du nombre de pixels haies traversés en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du 2nd agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 283
12.29Évolution de l'atténuation du risque lors du 2nd agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants). 283

Annexes

Annexe 1 : Illustration des mosaïques simulées

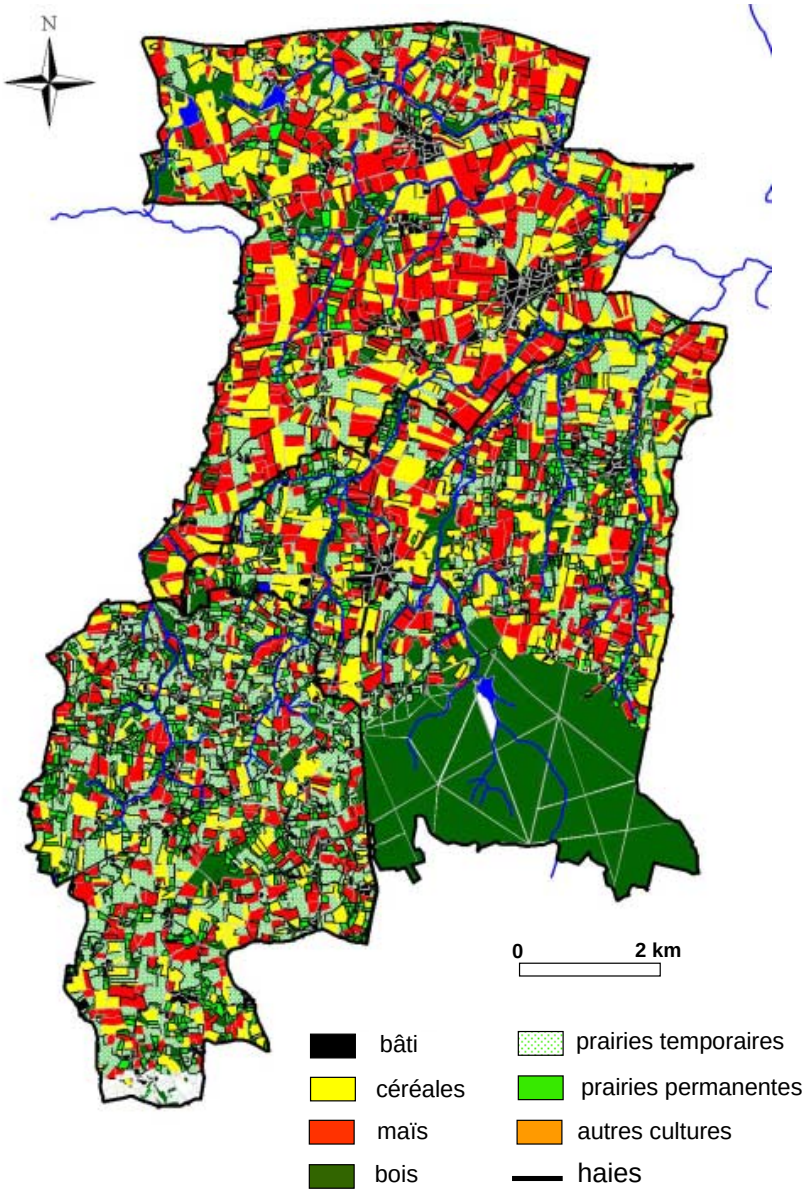


Fig. 12.17 – Mosaïque simulée initiale(INIT).

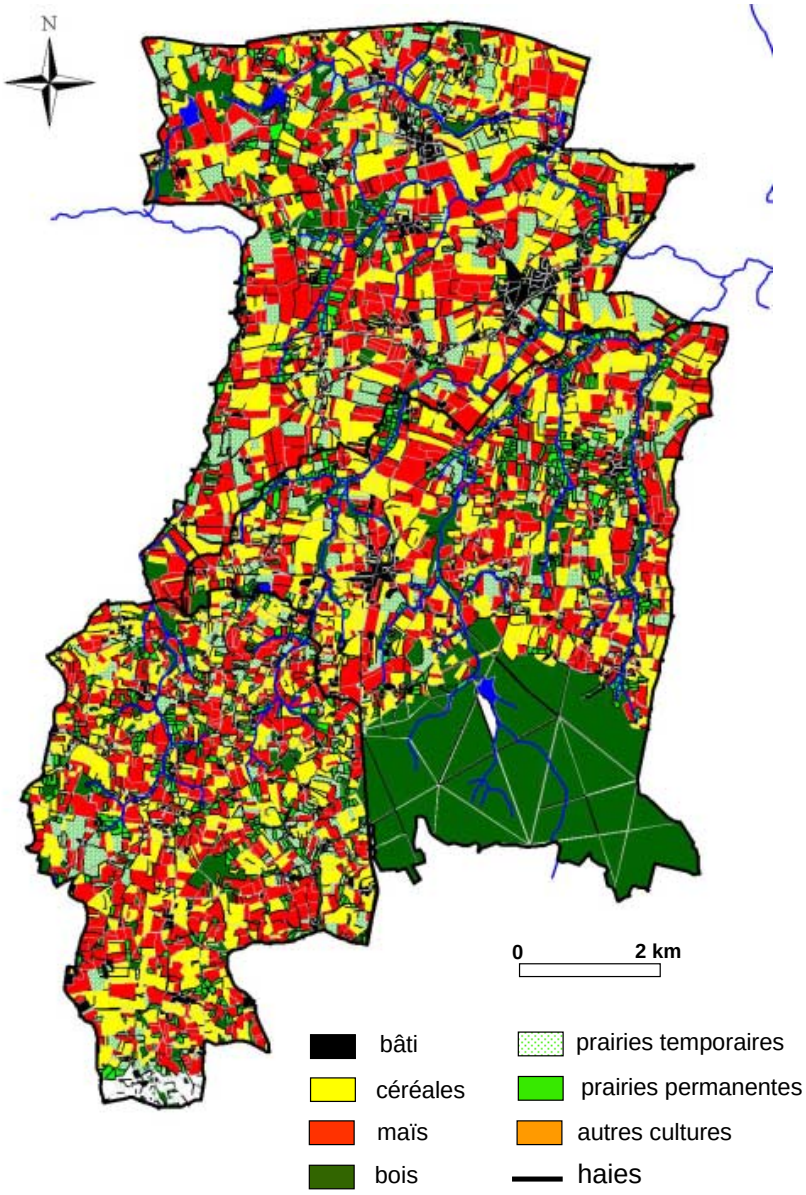


Fig. 12.18 – Mosaïque simulée après agrandissement des exploitations dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères.

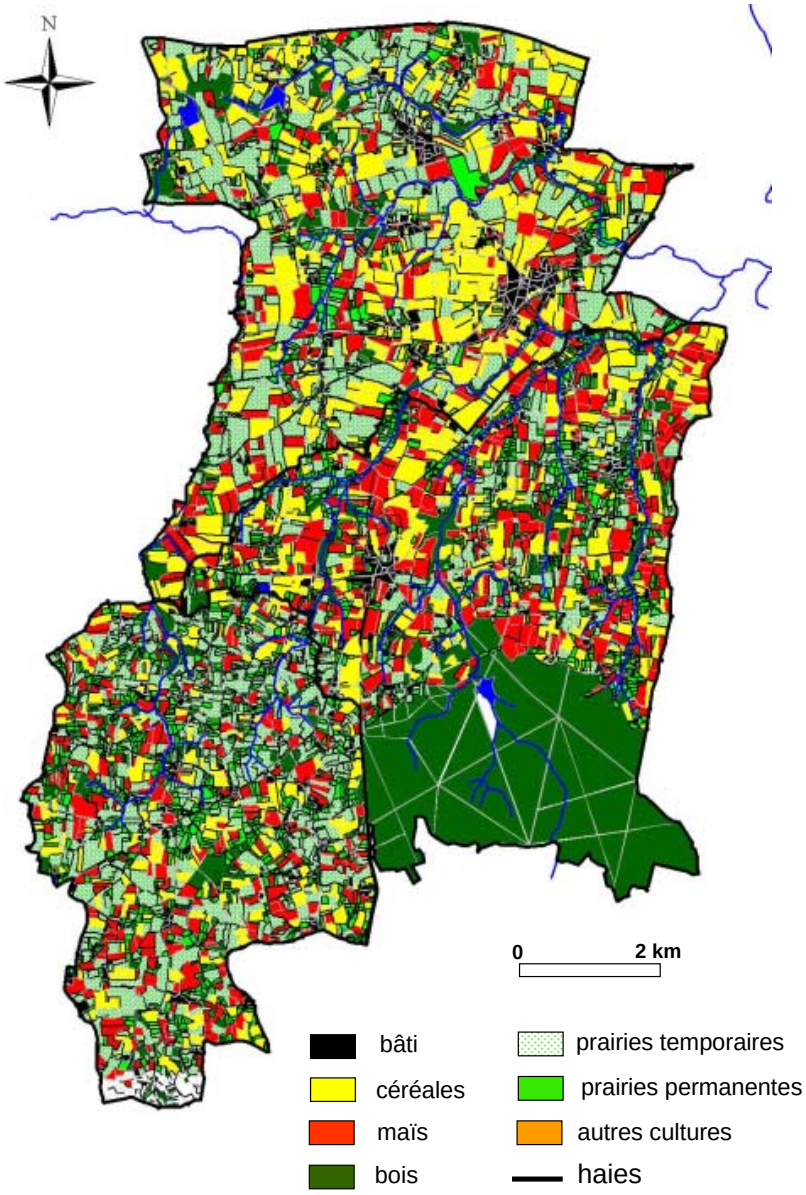


Fig. 12.19 – Mosaïque simulée après changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères.

Annexe 2 : Évolution des surfaces relatives en maïs, céréales et prairies temporaires par zone de parcellaire lors de l'agrandissement des exploitations dans le site de Pleine-Fougères

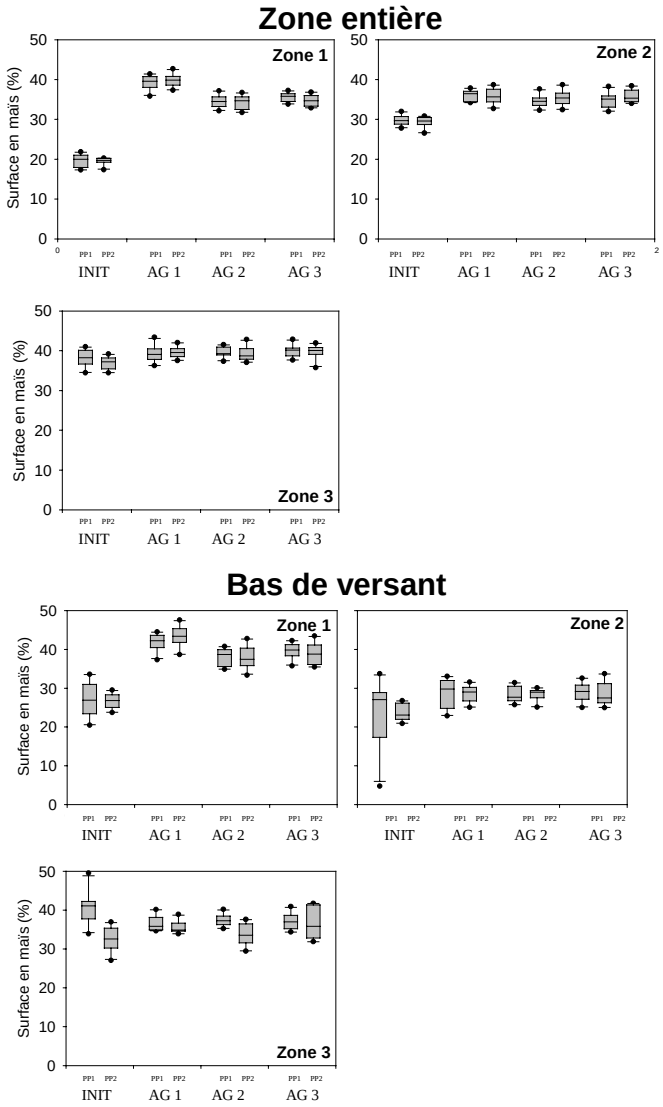


Fig. 12.20 – Évolution de la surface en maïs lors de l'agrandissement dans les trois zones du site de Pleine-Fougères dans l'ensemble des zones et dans le bas de versant. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT).

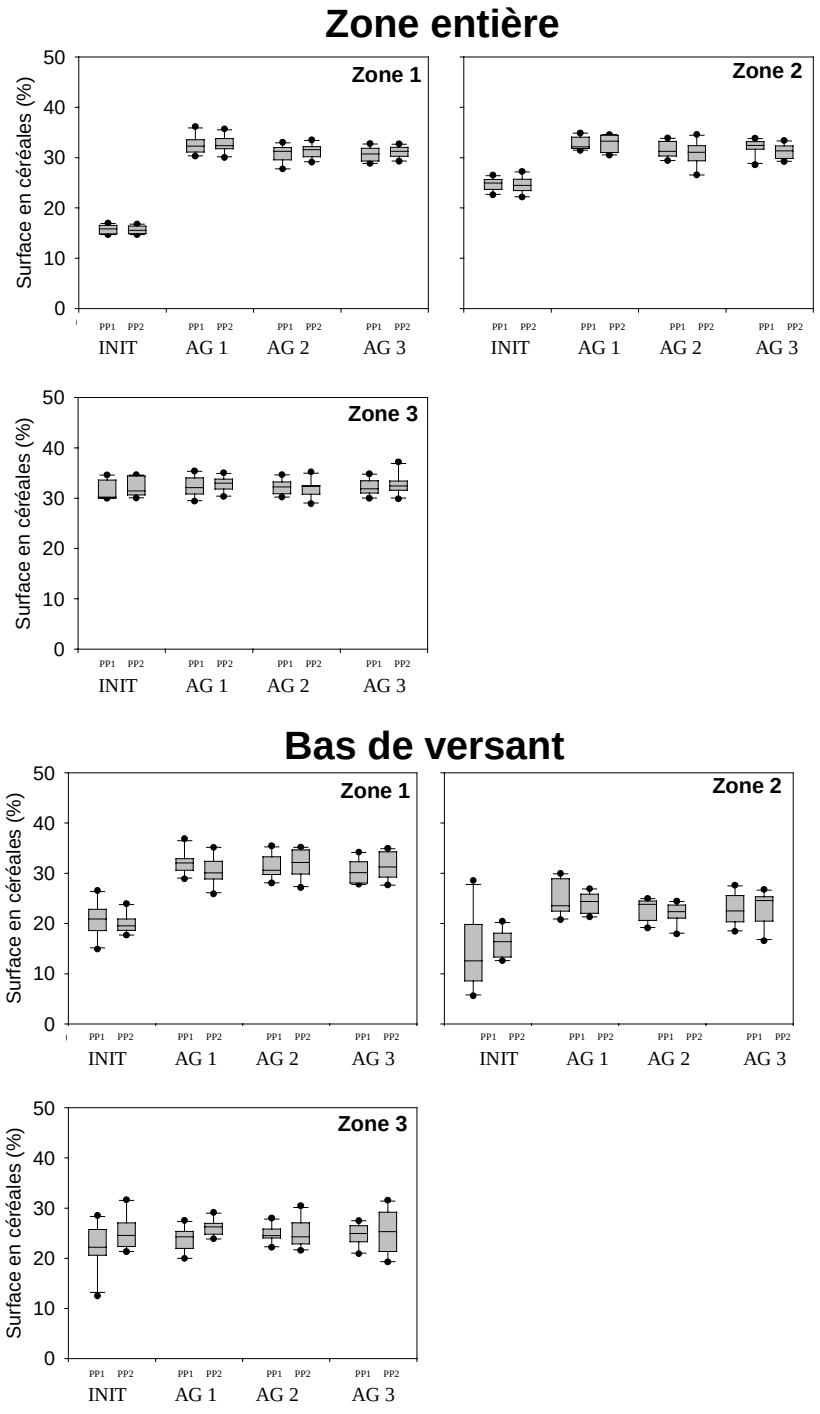


Fig. 12.21 – Évolution de la surface en céréales lors de l'agrandissement dans les trois zones du site de Pleine-Fougères dans l'ensemble des zones et dans le bas de versant. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT).

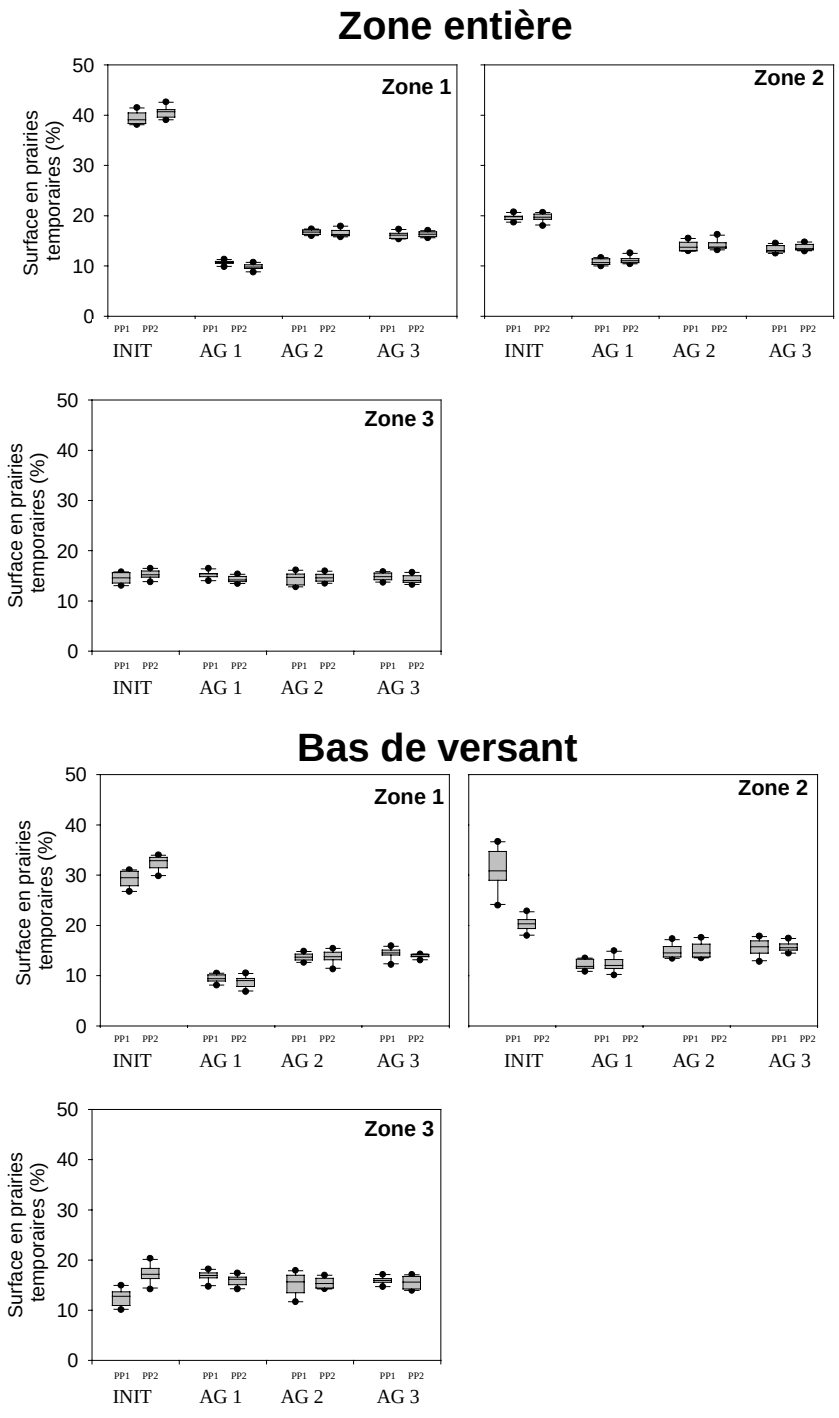


Fig. 12.22 – Évolution de la surface en prairies temporaires lors de l'agrandissement dans les trois zones du site de Pleine-Fougères dans l'ensemble des zones et dans le bas de versant. Résultats pour 10 simulations d'occupation du sol, pour chaque simulations d'allocation des prairies permanentes (PP1 à PP3) et pour chaque mosaïque de territoire (AG1 à AG3) par rapport à la mosaïque avant agrandissement (INIT).

Annexe 3 : Variation de la densité de haies entre trois répétitions de changement de système de production dans la zone 3 du parcellaire du site de Pleine-Fougères

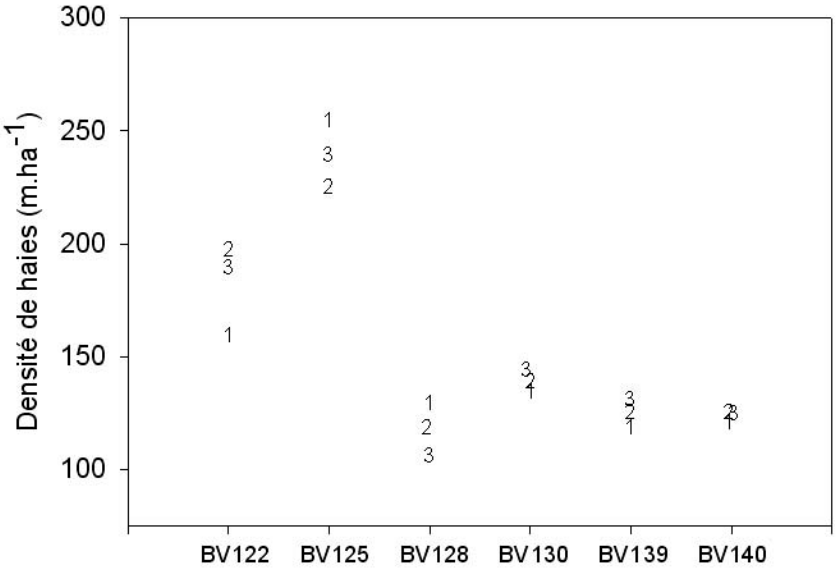


Fig. 12.23 – Densité de haies dans les bassins versants d'ordre 2 et 3 après changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères. Résultats pour trois répétitions de changement (1 à 3).

Annexe 4 : Évolution des surfaces relatives en maïs, céréales et prairies temporaires dans la zone 3 du parcellaire lors du changement de système de production des exploitations dans le site de Pleine-Fougères

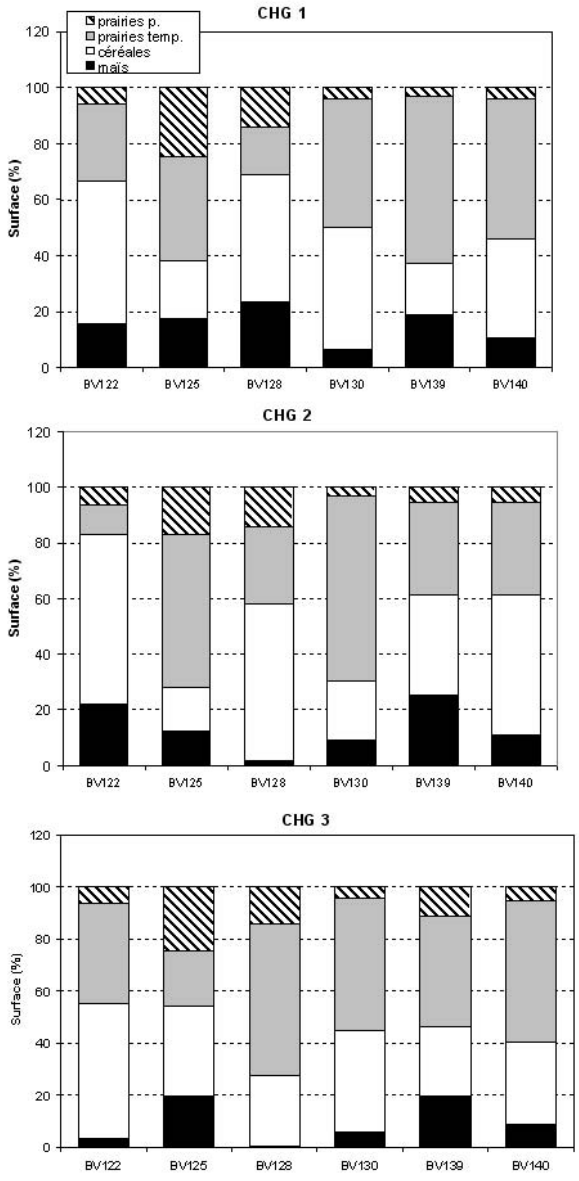


Fig. 12.24 – Occupation du sol moyenne sur 10 ans dans les bassins versants d'ordre 2 et 3 après changement de système de production dans la zone 3 du site de Pleine-Fougères, pour chaque mosaïque de territoires (CHG1 à CHG3).

Annexe 5 : Résultats du modèle Landbuf sur le 2nd agrandissement des exploitations dans les zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères

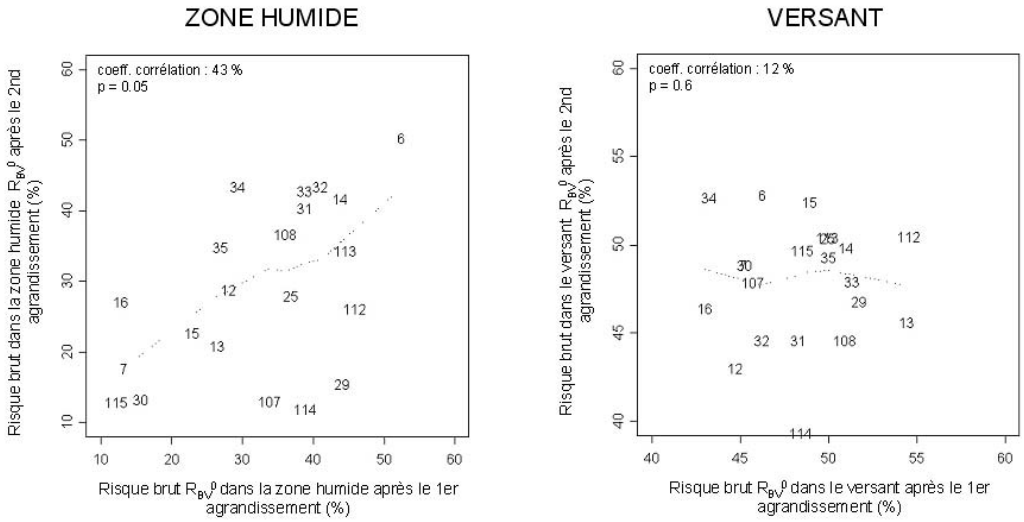


Fig. 12.25 – Évolution du risque brut lors du 2nd agrandissement par rapport à la mosaïque simulée après le 1er agrandissement dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

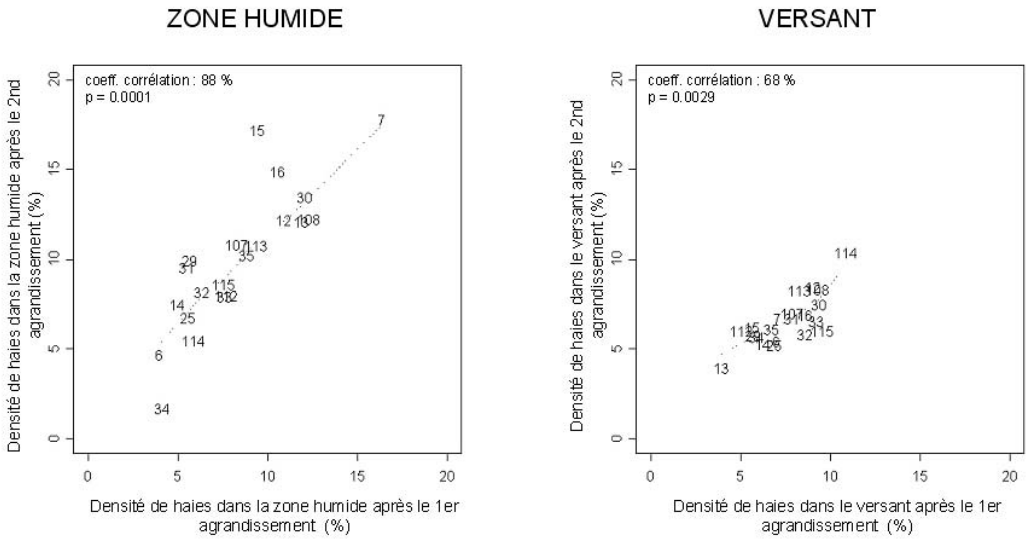


Fig. 12.26 – Évolution de la densité de haies lors du 2nd agrandissement par rapport à la mosaïque simulée après le 1er agrandissement dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

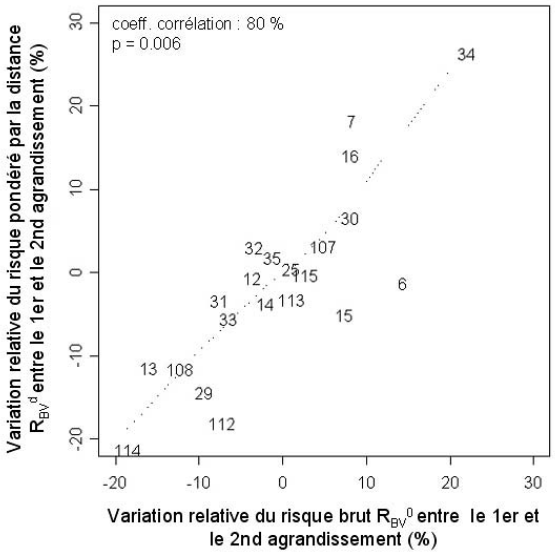


Fig. 12.27 – Variation du risque brut et du risque pondéré par la distance lors du 2nd agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

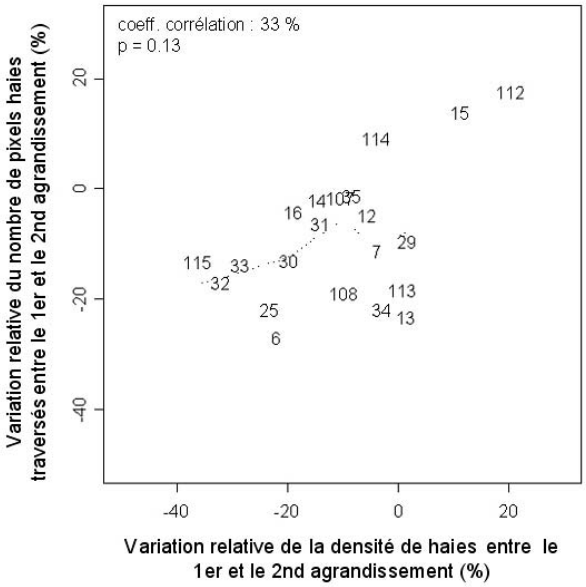


Fig. 12.28 – Variation du nombre de pixels haies traversés en fonction de la variation relative de la densité de haies lors du 2nd agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

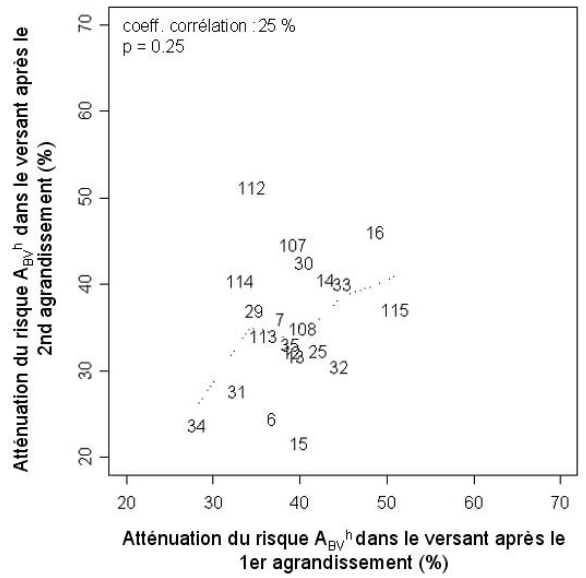


Fig. 12.29 – Évolution de l'atténuation du risque lors du 2nd agrandissement des exploitations dans les bassins versants d'ordre 1 des zones 1 et 2 du site de Pleine-Fougères (les chiffres correspondent au numéro des bassins versants).

RESUME

La pollution des eaux par les nutriments, pesticides et sédiments est un problème majeur dans les bassins versants agricoles. En Bretagne, l'intensification de l'agriculture, avec à la fois l'augmentation de la consommation d'intrants et la disparition des haies et des zones humides entre les parcelles et les cours d'eau, est considérée comme la principale cause de la dégradation de la qualité des eaux. Les travaux menés depuis les années 1970 sur le bocage montrent que localement, le rôle hydrologique et hydrochimique des haies est important.

Le premier objectif de cette thèse est d'aborder l'impact du bocage sur les flux d'eau et de nutriments à l'échelle du bassin versant, compatible avec la gestion de la ressource en eau. Le second objectif est d'articuler les connaissances sur les fonctions tampons des haies avec les connaissances sur l'organisation et l'évolution des paysages sous l'effet de dynamiques agricoles. Trois axes ont été développés : un axe conceptuel pour définir le rôle tampon des paysages, un axe empirique de comparaison du rôle tampon à l'exutoire de cinq bassins versants et un axe de modélisation. Ce dernier comprend d'une part l'intégration des résultats locaux sur le fonctionnement hydrique des haies (évapotranspiration) dans un modèle hydrologique spatialisé et d'autre part une démarche de modélisation de paysages à partir de règles de fonctionnement (allocation des usages) et d'évolution des exploitations agricoles (agrandissement, changement de système de production), couplée à deux modèles de description de l'organisation fonctionnelle des réseaux de haies, l'un pour les transferts de surface, l'autre pour les transferts de subsurface.

Une analyse bibliographique critique du concept de rôle tampon et de sa mesure à des échelles spatiales larges a été réalisée. Elle a débouché sur une typologie des effets tampons des structures paysagères, basée sur la prise en compte du temps, et sur la définition d'un effet tampon des paysages intégrant l'effet des structures paysagères et du milieu physique. L'étude empirique montre un gradient de rôle tampon qui va dans le sens du gradient de densité de bocage entre les bassins. Elle fait ressortir la co-variation des types de géomorphologie, des types de système de production, des types de parcellaire, et des types de bocages, dans les paysages. La modélisation hydrologique montre spécifiquement le rôle hydrologique des haies à l'échelle annuelle, plus marqué les années sèches. Dans la modélisation de paysages, le rôle de l'exploitation agricole dans l'organisation spatiale des usages et de leur évolution est pris en compte explicitement. Elle montre qu'une même évolution des exploitations se traduit par une évolution variable de l'effet tampon à l'échelle des bassins versants. Le rôle tampon sur les transferts de subsurface apparaît plus stable et plus résilient que le rôle tampon sur les transferts de surface, très dépendant de la continuité du réseau de haies.

MOTS-CLES : zones tampons, haie, modèle hydrologique, modèle de paysage, bassin versant, dynamiques agricoles, évapotranspiration, nitrate, écologie du paysage.