



Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole

Marie Thiollet-Scholtus

► To cite this version:

Marie Thiollet-Scholtus. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Sciences du Vivant [q-bio]. Institut National Polytechnique de Lorraine; Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires, 2004. Français. NNT : 2004INPL055N . tel-02829839

HAL Id: tel-02829839

<https://hal.inrae.fr/tel-02829839>

Submitted on 7 Jun 2020

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

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

INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires

Ecole Doctorale Ressources, Procédés, Produits et Environnement

Laboratoire Agronomie et Environnement INPL(ENSAIA)-INRA UMR 1121

THESE

**Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'INPL
Spécialité : Sciences Agronomiques**

Marie THIOLLET-SCHOLTUS

**Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface
vis-à-vis des produits phytosanitaires
à l'échelle du bassin versant viticole**

soutenue publiquement le 23 septembre 2004 devant le jury constitué de :

Anne-Véronique Auzet, Professeur (ULP, Strasbourg)
Eric Malézieux, Directeur de Recherche (CIRAD, Montpellier)
Véronique Gouy, Ingénieur de Recherche (Cemagref, Lyon)
François Murisier, Ingénieur de Recherche (RAC, Suisse)
Sylvain Plantureux, Professeur (ENSAIA, Nancy)
Philippe Girardin, Directeur de Recherche (INRA, Colmar)
Christian Bockstaller, Ingénieur de Recherche (ARAA, Colmar)

Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur
Directeur de thèse
Invité

Remerciements

Cette thèse est le fruit d'un travail collectif et je tiens à remercier l'ensemble des personnes m'ayant aidé à la réaliser.

Je remercie en premier lieu Monsieur Philippe Girardin, Directeur de Recherches à l'INRA de Colmar qui m'a fait confiance et qui m'a permis d'effectuer mes travaux de recherche dans son laboratoire ainsi que Christian Bockstaller, Ingénieur de Recherche à l'ARAA qui a participé à l'encadrement scientifique de mon projet de recherche. Je leur suis particulièrement reconnaissante de m'avoir aidé à construire la problématique scientifique de cette thèse et à prendre le recul nécessaire pour une meilleure analyse du sujet et de ses aboutissants. La confiance et le soutien qu'ils m'ont accordés m'ont permis de réaliser ce travail dans de bonnes conditions.

Je tiens à remercier les membres de mon comité de pilotage, Chantal Gascuel, François Colin, Xavier Louchard et Guillaume Morvan.

Je remercie vivement Guillaume Morvan (Chambre d'Agriculture de l'Yonne) pour sa disponibilité permanente et son aide précieuse concernant le bassin versant de Valvan. J'ai bénéficié, dans le cadre d'une convention et de la thèse de Nicolas Domange, de l'aide indispensable de ce dernier, ainsi que du soutien de Caroline Grégoire-Himmler, Maître de Conférence à l'ENGES pour toutes les données concernant le bassin versant de Rouffach.

Je tiens à remercier les financeurs de mon projet d'ingénieur qui sont l'ONIVINS et les régions Alsace, Bourgogne, Champagne-Ardenne et Franche-Comté ainsi que les viticulteurs de mon réseau Alsace, Bourgogne, Champagne et Jura sans qui, matériellement cette thèse n'aurait pas pu être réalisée.

Un grand merci à Philippe Kuntzmann et à Emile Meyer, ingénieurs de l'ITV-France pour toutes leurs réponses à mes questions viticoles et pour leur accueil toujours chaleureux.

Je tiens à remercier Michel Schiavon, Richard Cherrier et Catherine Larrière de l'ENSAIA pour leur aide et leur bonne humeur.

Je remercie Anne-Véronique Auzet, (ULP) et Eric Malézieux (CIRAD) d'avoir endossé le rôle de rapporteur de la thèse. Je remercie également Véronique Gouy, François Murisier et Sylvain Plantureux d'avoir accepté d'examiner mon travail.

Je souhaite remercier André Darchis, Docteur d'Etat et ancien professeur de biologie au Lycée Saint Louis ainsi que Claude Gérin-Pigeret, ancien Proviseur du Lycée Saint Louis, et Jacques Thiollet, Docteur en médecine et Docteur es Sciences grâce à qui la recherche, l'agronomie et la vigne sont les piliers de ma vie professionnelle.

Je voudrais aussi remercier l'ensemble du personnel permanent et des étudiants de la Station d'Agronomie de l'INRA de Colmar pour tous les bons moments passés en leur compagnie.

Ce travail n'aurait jamais pu être mené à bien sans le soutien de ma famille et de mes amis.

Merci à Catherine Thiollet, Jacques Thiollet, Hélène Thiollet, Sarah Thiollet, Christiane Rosset, Jean-Claude Rosset et Nicolas Scholtus.

Un grand merci à mon amie, Joséphine Peigné.

Merci à Corinne et Olivier Keichinger, Anne et Roumen Naidonov, Béatrice Noirtin, Sophie Meyer, Marc Fischer, Nathalie Kopp, Pascale Zindy, Chantal Rabolin, Rolf Holtzmann, Patrizia Marsala, Derrick Hirsch, Vicky et Jérôme Spenleauher et Cécile Lannoy.

A mon père.

Résumé

Résumé

Une des conséquences environnementales majeures de l'agriculture intensive actuelle est la dégradation de la qualité des eaux de surface et souterraines, du fait de la dissémination des intrants agricoles, notamment les produits phytosanitaires. La vigne, par sa nature peu couvrante au sol et par sa sensibilité aux ravageurs et aux maladies, est soumise à une lutte chimique intensive. La présence fréquente de cette culture sur des parcelles en pente favorise les flux de ruissellement et d'érosion, et accroît ainsi le risque d'entraînement des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. Diagnostiquer ce risque de contamination des eaux de surface à l'échelle de l'unité hydrologique qu'est le bassin versant viticole constitue une problématique majeure, à laquelle la construction d'outils d'évaluation comme les indicateurs agri-environnementaux peut tenter de répondre. Le présent travail de thèse est consacré à l'adaptation à l'échelle du bassin versant viticole d'un indicateur « pesticides », I-Phy. L'objectif est donc de construire un outil de diagnostic à l'échelle du bassin versant viticole à partir d'un outil de diagnostic existant à l'échelle de la parcelle.

Le travail a consisté à utiliser le module « risque pour les eaux de surface » (RESU) de l'indicateur I-Phy pour évaluer le risque de pollution lié à chaque substance active épanchée sur 2 bassins versants viticoles expérimentaux, localisés dans des vignobles septentrionaux français à Chablis (89) et Rouffach (68). Le module RESU n'est initialement pondéré que par la dose d'application du produit phytosanitaire et par la surface des parcelles du bassin versant. Il apparaît lors de la comparaison des calculs de I-Phy avec des analyses d'eau à l'exutoire de ces bassins versants viticoles, que l'indicateur pris tel quel ne permet pas de caractériser le risque phytosanitaire pour les eaux de surface à l'échelle du bassin versant. Une amélioration de l'indicateur est ensuite testée avec la prise en compte de la position des parcelles par rapport au chemin de l'eau qui ruisselle dans le bassin versant.

Puis nous avons proposé d'ajouter un module d'adaptation à l'échelle du bassin versant, appelé indice de connectivité parcellaire Ci, qui permet d'obtenir un indicateur I-Phy-BVci. Cet indice de connectivité (Ci) prend en compte : (1) les éléments environnant la parcelle qui sont susceptibles de limiter ou d'accentuer le ruissellement des produits phytosanitaires (zones tampons et parcelles adjacentes), mais aussi (2) les caractéristiques hydrographiques du trajet de l'eau qui ruisselle jusqu'à l'exutoire du bassin versant. L'indice de connectivité est agrégé aux modules RESU et DOSE pour constituer l'indicateur I-Phy-BVci. L'indice de connectivité Ci a été calculé pour les 2 bassins versants expérimentaux. La validation de I-Phy-BVci a été effectuée à l'aide de la comparaison des résultats de I-Phy-BVci aux analyses d'eau à l'exutoire des 2 bassins versants expérimentaux. Ce début de validation n'est pour l'instant pas pleinement satisfaisant et nécessite d'être complété. L'indicateur I-Phy-BVci devrait ainsi être à nouveau testé à l'aide de données expérimentales mieux adaptées à sa validation, avant de devenir opérationnel et d'être proposé aux gestionnaires des ressources en eaux de surface.

Mots clés : bassin versant - gestion des risques – indicateur - outils de diagnostic – pesticide - qualité des eaux de surface - viticulture

Sommaire

Sommaire

INTRODUCTION GENERALE	9
PARTIE 1 : ASPECTS THEORIQUES ET PROBLEMATIQUE.....	12
CHAPITRE 1 : LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES : CARACTERISTIQUES ET DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	12
1. PRODUITS PHYTOSANITAIRES	13
1.1. Description.....	13
1.2. Réglementation en vigueur pour l'utilisation des produits phytosanitaires.....	15
2. DEVENIR DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS L'ENVIRONNEMENT.....	15
2.1. Dégradation des produits phytosanitaires	15
2.2. Le devenir dans le sol : la rétention et l'accumulation	16
3. CARACTERISTIQUES DU TRANSFERT DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES VERS L'ENVIRONNEMENT.....	17
3.1. Transfert vers les eaux de profondeur.....	17
3.2. Transfert vers les eaux de surface.....	18
3.3. Transfert vers l'air	20
3.4. Transfert vers les organismes non cibles	20
3.5. Conclusion sur le choix du compartiment de l'eau de l'environnement le plus touché et le plus étudié	21
CHAPITRE 2 : COMMENT ETUDIER LE RISQUE DE TRANSFERT DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES SUR LES EAUX DE SURFACE	22
1. A QUELLES ECHELLES TRAVAILLER ?	22
1.1. Échelles temporelles.....	22
1.2. Échelles spatiales : du m ² à la placette expérimentale, de la parcelle agricole au bassin versant ou à la petite région ou au pays	22
1.3. Conclusion : utilisation des échelles bassin versant et cycle cultural.....	24
2. QUELLE METHODE D'EVALUATION CHOISIR ?.....	24
2.1. Mesures directes.....	24
2.2. Modèles	25
2.3. Indicateurs	29
2.4. Approche simple à l'échelle bassin versant	32
3. CONCLUSION DE LA PARTIE 1 : UTILISATION D'UN INDICATEUR PARCELLAIRE A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT VITICOLE.....	35
PARTIE 2 : UTILISATION DE I-PHY POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE.....	37
CHAPITRE I : UN OUTIL DE DIAGNOSTIC VITI-ENVIRONNEMENTAL EXISTANT A L'ECHELLE PARCELLAIRE, I-PHY-PARCELLE	38
1. PRINCIPES GENERAUX DE LA METHODE INDIGO®	38
1.1. Définition d'un indicateur.....	38
1.2. Démarche d'élaboration d'un indicateur.....	40
2. ADAPTATION DE L'INDICATEUR I-PHY-PARCELLE POUR LA CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR I-PHY-BV	42
2.1. Variable « Potentiel de ruissellement de la parcelle ».....	44
2.2. Variable Position d'application.....	45
2.3. Variable « Potentiel de dérive au sol »	51
2.4. Variable DT50.....	52
2.5. Agrégation des variables du module RESU	52
2.6. Adaptation de I-Phy-parcelle à notre problématique.....	54
3. VALIDATION DE I-PHY-PARCELLE	55
3.1. Validation scientifique.....	55
3.2. Validation des sorties de l'indicateur	55
3.3. Validation d'usage de l'indicateur.....	56
4. CONCLUSION	56

CHAPITRE II : LES DEUX BASSINS VERSANTS EXPERIMENTAUX	57
1. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH.....	57
1.1. Situation générale	57
1.2. Pratiques agronomiques	62
2. BASSIN VERSANT DE VALVAN	70
2.1. Situation générale	70
2.2. Pratiques agronomiques	73
3. COMPARAISON DES DEUX BASSINS VERSANTS EXPERIMENTAUX DE NOTRE ETUDE.....	76
3.1. Similitudes et différences.....	76
3.2. Intérêts et limites	77
CHAPITRE III : APPLICATION DE I-PHY-BV SUR LES BASSINS VERSANTS DE ROUFFACH ET DE VALVAN.....	79
1. AGREGATION DES I-PHY-PARCELLE	79
2. RESULTATS RELATIFS AU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH.....	79
2.1. Analyses des concentrations de substances actives à l'exutoire du bassin versant	80
2.2. Programmes de traitements phytosanitaires appliqués en 2003.....	84
2.3. Résultats de I-Phy-BV	86
2.4. Comparaison de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant	87
2.5. Étude de la vraisemblance d'I-PhyBV pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant.....	92
3. RESULTATS RELATIFS AU BASSIN VERSANT DE VALVAN	93
3.1. Analyses des concentrations de substances actives à l'exutoire du bassin versant	93
3.2. Programmes de traitements phytosanitaires appliqués sur le bassin versant.....	94
3.3. Résultats de I-Phy-BV sur le bassin versant.....	97
3.4. Comparaison de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant	98
3.5. Étude de la vraisemblance d'I-PhyBV pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant.....	101
4. DISCUSSION DES RESULTATS	101
4.1. Choix des molécules à rechercher dans les échantillons récoltés aux exutoires	101
4.2. Résultats d'analyse d'eau à l'exutoire des 2 bassins versants	102
4.3. Confrontation de I-Phy-BV avec des résultats d'analyses d'eau à l'exutoire des 2 bassins versants	103
4.4. Conclusion	104
5. CONCLUSION DE LA PARTIE 2	105
PARTIE 3 : ADAPTATION DE I-PHY A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT VITICOLE.....	106
CHAPITRE 1 : MODE DE CONSTRUCTION DE L'INDICE CI.....	107
1. INDICE PARCELLAIRE CI COMPOSE DE DEUX VARIABLES : PJUSQRH ET PDANSRH.....	107
2. VARIABLE 1 : PARCOURS DE L'EAU JUSQU'AU RESEAU HYDROGRAPHIQUE (PJUSQRH).....	108
2.1. Sous-variable ZT : capacité de rétention des zones tampons.....	109
2.2. Sous-variable PT : parcelles traversées jusqu'au point d'ancrage au réseau hydrographique	116
2.3. Agrégation des sous-variables ZT et PT	118
3. VARIABLE 2 : PARCOURS DE L'EAU DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE (PDANSRH).....	119
3.1. Choix des variables	119
3.2. Description des variables caractérisant PdansRH	120
3.3. Agrégation des variables.....	121
4. TESTS DE SENSIBILITE DES VARIABLES DE L'INDICE CI.....	123
4.1. Paramètre zone tampon (ZT)	123
4.2. Variable « coefficient de rétention de la parcelle traversée » (PT)	124
4.3. Variable « Parcours dans le réseau hydrographique » (PdansRH).....	124
CHAPITRE 2 : CALCULS DE CI SUR DEUX BASSINS VERSANTS VITICOLES EXPERIMENTAUX	126
1. CALCUL DE L'INDICE CI SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH	126
1.1. Démarche	126
1.2. Représentation géographique des résultats.....	131

1.3.	Détails des 5 classes de Ci	131
1.4.	Représentation parcellaire des résultats	135
2.	CALCUL DE L'INDICE Ci SUR LE BASSIN VERSANT DE VALVAN	135
2.1.	Démarche	135
2.2.	Représentation graphique des résultats	135
2.3.	Détails des 5 classes de Ci	141
2.4.	Représentation parcellaire des résultats	143
3.	CONCLUSION	144
CHAPITRE 3 : CONSTRUCTION ET VALIDATION DE I-PHY-BVCI A L'AIDE DE DONNEES ISSUES DES DEUX BASSINS VERSANTS VITICOLES		145
1.	NOUVELLE AGREGATION DES I-PHY-PARCELLE	145
2.	VALIDATION DE I-PHY-BVCI AVEC LES DONNEES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH	146
2.1.	Données nécessaires	146
2.2.	Résultats de I-Phy-BVci sur le bassin versant de Rouffach en 2003	146
2.3.	Comparaison de I-Phy-BVci et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003	147
2.4.	Étude de la vraisemblance d'I-PhyBVci pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003	152
3.	VALIDATION DE I-PHY-BVCI AVEC LES DONNEES DU BASSIN VERSANT DE VALVAN	153
3.1.	Données nécessaires	153
3.2.	Résultats de I-Phy-BVci sur le bassin versant de Valvan en 2000	153
3.3.	Comparaison de I-Phy-BVci et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000	154
3.4.	Étude de la vraisemblance d'I-Phy-BVci pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000	156
4.	DISCUSSION	158
4.1.	Limites de l'indicateur I-Phy-BVci	158
4.2.	Intérêts de l'outil de diagnostic I-Phy-BVci	160
5.	CONCLUSION DE LA PARTIE 3	163
CONCLUSION GENERALE		164
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		166
GLOSSAIRE		179
ANNEXES		180

Introduction générale

Introduction générale

Les ressources en eau douce sont essentielles pour l'homme qui les sollicite fortement, notamment dans le cadre de ses activités agricoles. Une des conséquences environnementales majeures de l'agriculture intensive actuelle est la dégradation de la qualité des eaux (Legg, 1997). Cette dégradation se traduit, pour les eaux de surface comme pour les eaux souterraines, par une pollution liée à la dissémination des intrants agricoles que sont les produits phytosanitaires, les engrais minéraux azotés et phosphatés ou encore les effluents d'élevage. Par voie de conséquence, il arrive de plus en plus fréquemment en France que des zones de captage d'eau potable soient interdites à la consommation humaine du fait de telles pollutions. Si beaucoup de travaux se sont focalisés au démarrage sur les zones de grandes cultures, avec un nombre important d'étude sur les désherbants du maïs (Flury, 1996), la vigne, qui consomme près de la moitié des produits phytosanitaires utilisés en France (Munoz (1992) cité par (Louchard, 1999)), retient une attention croissante. Différents auteurs ont mis en évidence des contaminations de produits phytosanitaires dans les eaux de surface et de profondeur de bassins viticoles (Lennartz *et al.*, 1997 ; Louchard, 1999 ; Munoz, 1992). En effet, la vigne, par sa nature peu couvrante au sol et par sa sensibilité aux ravageurs et aux maladies, est soumise à une lutte chimique intensive, bien plus qu'en grandes cultures. Elle est aussi très souvent plantée sur des parcelles en pente ce qui favorise les flux de ruissellement et d'érosion, et ainsi l'entraînement des produits phytosanitaires. Par exemple, en Alsace la nappe phréatique, dans la zone au pied du vignoble, est une des plus polluées en produits phytosanitaires d'origine viticole (Wiederkehr, 1999).

Dans le contexte actuel de volonté de développement durable, il apparaît donc essentiel d'adopter une meilleure gestion des intrants agricoles notamment pour préserver les ressources en eau, qu'elles soient souterraines ou de surface (rivières, lacs).

De cette prise de conscience, ont découlé de nombreuses études visant à comprendre les phénomènes de pollution des eaux de surface. Les recherches sur le sujet ont notamment abouti à la constitution de modèles scientifiques (Beasley *et al.*, 1981 ; Donigian *et al.*, 1977 ; Knisel, 1980 ; Pinheiro, 1995 ; Young *et al.*, 1989) donnant l'opportunité, à partir de simulations, d'avoir une vue prospective sur l'évolution de la qualité de l'eau. Néanmoins, ces modèles restent pour la plupart assez peu opérationnels et très peu d'outils permettent à l'heure actuelle, aux gestionnaires de l'eau, d'entreprendre directement des diagnostics et de fournir une aide à la décision (Lièvre-Muzard *et al.*, 1998). Le besoin en outils de diagnostic se fait surtout sentir à l'échelle de l'unité hydrologique que constitue le bassin versant élémentaire, « territoire sur lequel tous les écoulements d'eau convergent vers un même point [...] appelé exutoire du bassin versant » (Banton et Bangoy, 1997).

Le travail présenté ici propose une méthode d'évaluation du risque environnemental pour la qualité des eaux d'un bassin versant viticole qui repose sur des indicateurs. Nous assistons en effet actuellement à une « explosion » de ce genre de démarche sans toutefois que cela couvre l'ensemble des besoins des acteurs agricoles (Dahl, 2000 ; Girardin *et al.*, 1999a ; IFEN, 1997 ; Riley, 2001 ; Weber et Lavoux, 1994). C'est dans ce contexte que l'équipe Agriculture Durable de l'UMR INPL-ENSAIA-INRA¹ Nancy-Colmar et l'ARAA² ont travaillé depuis une dizaine d'année à Colmar à la construction d'indicateurs agri-

¹ UMR INPL(ENSAIA)-INRA : Unité Mixte de Recherche Institut Nationale Polytechnique de Lorraine (Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Agro-Alimentaires), Institut National de la Recherche Agronomique.

² A.R.A.A.: Association pour la relance agronomique en Alsace

environnementaux (Bockstaller et Girardin, 2000 ; Bockstaller et Girardin, 2002 ; Girardin *et al.*, 1997). Cette méthode a été dénommée entre temps INDIGO[®] et comprend un indicateur traitant des risques de pollutions par les produits phytosanitaires appelé I-Phy (Bockstaller, 2004 ; Van Der Werf et Zimmer, 1998). Cet indicateur prend en compte notamment la qualité des eaux souterraines et celle des eaux de surface. La méthode INDIGO[®] est destinée aux agriculteurs, aux conseillers agricoles et aux agronomes en général qui traitent des questions environnementales. Elle a été dans un premier temps développée pour le système « grandes cultures » puis adaptée à la viticulture et à l'arboriculture. A la différence d'autres méthodes utilisant une batterie d'indicateurs calculés à l'échelle de l'exploitation, qui sont apparues en France (Briquel *et al.*, 2001), les indicateurs de la méthode INDIGO[®] sont calculés à l'échelle de la parcelle puis agrégés à l'échelle de l'exploitation. La méthode employée notamment pour l'indicateur I-Phy, pour passer de l'échelle parcellaire à l'échelle de l'exploitation, est très classiquement utilisée en évaluation environnementale et repose sur une simple moyenne pondérée *au prorata* des surfaces des parcelles.

La question de la pertinence de ce mode de construction se pose cependant dès lors qu'il s'agit d'obtenir un diagnostic environnemental à l'échelle supérieur, c'est à dire le bassin versant, sachant que la qualité de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant ne peut résulter d'un simple effet additif de la qualité de l'eau des différentes parcelles alimentant cet exutoire. Cette question du changement d'échelle a été jusque là très peu traitée par les auteurs qui ont publié des systèmes d'indicateurs (Stein *et al.*, 2001).

L'objectif du présent travail est d'aborder cette problématique de changement d'échelle en construisant à partir d'un outil de diagnostic environnemental existant à l'échelle de la parcelle viticole, un outil de diagnostic de la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant viticole élémentaire. Cet outil est destiné aux organismes mettant en application des politiques de réduction des nuisances environnementales liées aux produits phytosanitaires. Nous nous concentrons sur la problématique des produits phytosanitaires au travers de l'indicateur I-Phy de la méthode INDIGO[®].

Dans une première partie, nous faisons un état des lieux des devenir possibles des produits phytosanitaires dans l'environnement pour conclure sur leur devenir dans les eaux de surface. Cette même partie bibliographique propose ensuite d'aborder l'étude de l'impact des produits phytosanitaires sur les eaux de surface. Il s'agit de choisir les échelles spatiale et temporelle les plus adéquates mais aussi de voir si la méthode expérimentale, la modélisation ou la construction d'un indicateur permettent de répondre au mieux à notre question.

L'étape suivante portera sur le matériel scientifique et expérimental qui nous sert à résoudre cette question. Après avoir décrit l'adaptation au contexte des eaux de surface en milieu viticole de l'indicateur I-Phy, nous nous intéressons au suivi du devenir des produits phytosanitaires sur deux bassins versants Rouffach et Valvan situés respectivement dans les vignobles d'Alsace et de Chablis. Les données de ces 2 bassins versants nous serviront à calculer l'indicateur I-Phy adapté au contexte des eaux de surface en milieu viticole. La validation de l'indicateur par comparaison des résultats de I-Phy-parcelle avec les résultats d'analyse d'eau à l'exutoire des deux bassins versant servira à montrer les limites d'une agrégation simple reposant sur la moyenne pondérée *au prorata* des surfaces et illustrera la nécessité d'aller plus loin dans l'adaptation de cet indicateur.

La troisième partie propose, pour l'adaptation de l'indicateur à l'échelle du bassin versant, l'ajout à l'indicateur existant, d'un indice Ci de connectivité parcellaire qui permet d'obtenir un indicateur à l'échelle du bassin versant qui intègre le fonctionnement

hydrogéographique des parcelles du bassin versant. Cet indicateur est ensuite testé et validé suivant la même méthode utilisée dans la seconde partie : les résultats de calcul de l'indicateur sur les bassins versants de Rouffach et de Valvan sont comparés avec les résultats d'analyse d'eau à l'exutoire respectivement des bassins versants de Rouffach et de Valvan. La discussion des résultats de ce travail de recherche porte sur la qualité des données expérimentales utilisées ainsi que sur la méthode utilisée et le mode de construction de I-Phy.

La conclusion générale de ce travail de thèse fournit une synthèse des principaux résultats obtenus lors de la construction de l'indicateur I-Phy à l'échelle du bassin versant viticole pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires.

Partie 1

Aspects théoriques et problématique

Partie 1 : Aspects théoriques et problématique

Chapitre 1 : Les produits phytosanitaires : caractéristiques et devenir dans l'environnement

Toutes les productions agricoles destinées à l'alimentation humaine ou animale ont besoin d'être protégées contre des maladies, notamment fongiques, et contre les attaques de ravageurs de tout genre ou encore contre la compétition des adventices. Les pertes en rendement des productions agricoles dues aux maladies, aux ravageurs et aux adventices peuvent atteindre des proportions importantes (Oerke et Dehne, 1997). Elles peuvent représenter jusqu'à 48 % dans certaines parties du monde comme l'Afrique, l'Amérique du Sud ou l'Asie. Depuis la fin de la seconde guerre mondiale, avec l'introduction du DDT suivie rapidement d'autres organochlorés, des organophosphorés et des premiers herbicides de type hormone, les dégâts ont été diminués de manière significative. Cependant en Europe, les pertes de rendement restent importantes malgré tous les moyens de traitements, à hauteur de 18 % entre 1991 et 1993. Durant plus de 40 ans, la consommation de produits phytosanitaires pour protéger ces cultures a considérablement augmenté. Depuis les années 1990, la tendance est à la stabilisation dans les pays développés dont fait partie la France (**Figure 1-1**). Cette diminution est liée à l'évolution des pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires :

- l'évolution de la réglementation européenne,
- la mise sur le marché de nouveaux produits phytosanitaires utilisables à très faible dose (quelques g/ha pour les sulfonilurées),
- la mise en place de modes de production raisonnée,
- l'augmentation du nombre d'exploitations en agriculture biologique (< 1% du nombre d'exploitations agricoles total), bien que sa part reste encore peu significative.

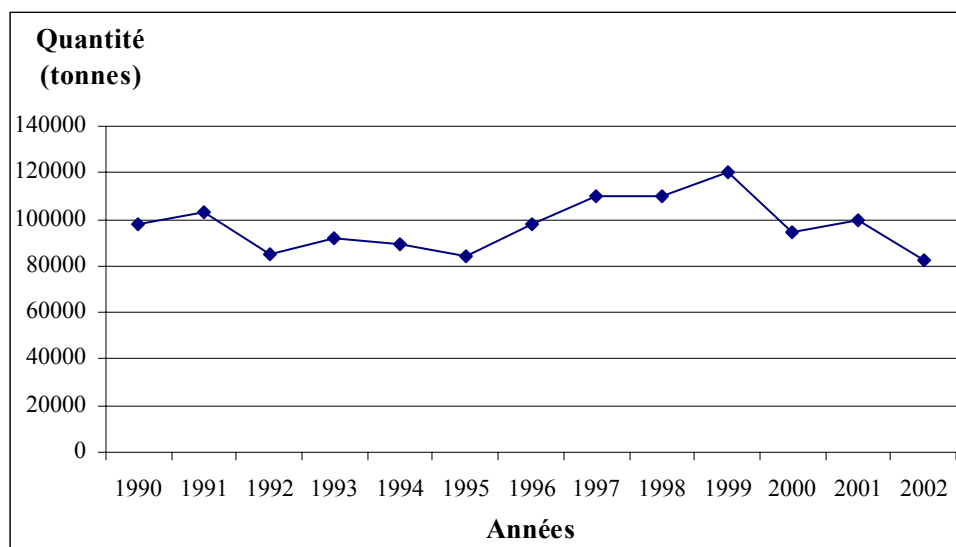


Figure 1-1 : Tonnage des substances actives vendues en France entre 1990 et 2002 (d'après UIPP, 2004).

La viticulture et l'arboriculture fruitière sont les productions agricoles en France, qui consomment le plus de produits phytosanitaires par hectare. En effet, ce sont des cultures pérennes et comme toute monoculture, elles sont favorables au développement de tout un cortège de ravageurs et champignons. La pression est donc particulièrement forte. En viticulture, le nombre de produits phytosanitaires appliqués au cours d'une année oscille entre 7 et 33, selon le mode de conduite de la vigne et la pression parasitaire de l'année (Thiollet, 2003). Pour les productions en arboriculture fruitière, le nombre de traitements varie entre 3 pour la culture du kiwi jusqu'à une centaine de traitements pour la culture dans les cas extrêmes pour le pommier (Griffith et Girardin, 2004) tandis qu'en grandes cultures le nombre de traitements peut varier de 1 pour certains modes de conduites du maïs à 10 pour les céréales à paille ou la betterave (Bockstaller et Girardin, 2000).

L'utilisation des produits phytosanitaires a permis d'augmenter considérablement les rendements agricoles en réduisant les pertes dues aux ravageurs des cultures, mais cela n'a pas été sans contre partie. En effet, en 1962, aux États-Unis, Carson (dans (Van Der Werf, 1996)) dénonce pour la première fois dans un ouvrage « le Printemps Silencieux » la toxicité liée aux organochlorés. Par la suite, des études sont menées et démontrent l'accumulation des ces produits dans la chaîne alimentaire et en 1972, les organochlorés sont interdits d'utilisation aux États-Unis et en Europe. Dans les années 70, des premiers travaux montrent que les produits phytosanitaires peuvent aussi être transférés vers les eaux de surface et vers les eaux de profondeur (Schiavon et Jacquin, 1972, 1973). Ceci enclenche une prise de conscience des pouvoirs publics dans le monde et une réglementation européenne concernant spécifiquement les produits phytosanitaires est mise en place dans les années 80. Cette réglementation évolue et aboutit en Allemagne dans les années 90 à l'interdiction de l'utilisation de l'atrazine, herbicide très utilisé en maïsiculture.

1. Produits phytosanitaires

1.1. Description

Les pesticides, produits phytosanitaires, phytopharmaceutiques, agropharmaceutiques, produits de lutte contre les ennemis des cultures, de lutte antiparasitaire, pour la protection des plantes, sont tous les noms servant à définir des substances chimiques parfois minérales et en majorité sous forme de composés organiques de synthèse épandues sur les plantes cultivées pour les protéger (ACTA, 2002).

Il existe trois grandes familles de produits phytosanitaires classées selon la nature de l'espèce nuisible : les fongicides, les herbicides et les insecticides (**Figure 1-2**). À celles-ci s'ajoutent les acaricides (contre les acariens), les nématicides (contre les nématodes), les rodenticides (contre les rongeurs), les taupicides (contre les taupes), les molluscicides (contre les limaces et les escargots essentiellement), les corvicides et les corvifuges (contre les oiseaux et surtout les corbeaux) et enfin les répulsifs.

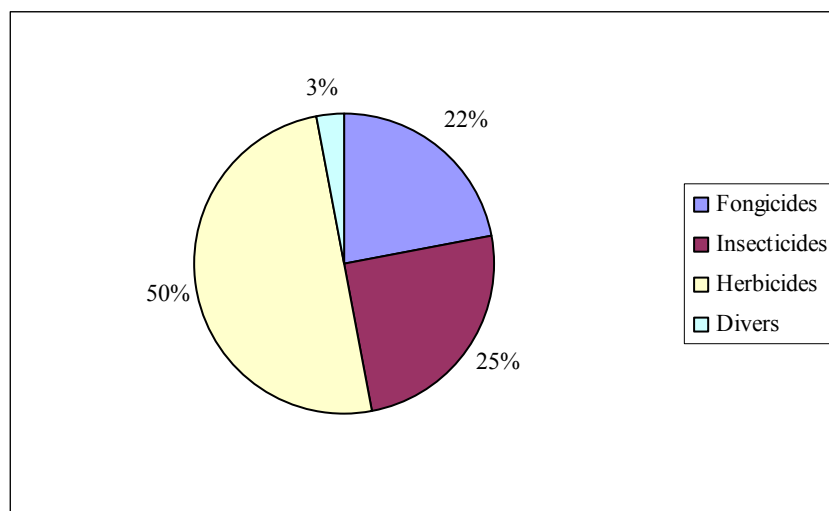


Figure 1-2 : La répartition mondiale des produits phytosanitaires par catégorie de produits en 2002 (d'après UIPP, 2004).

Les herbicides sont les pesticides les plus utilisés dans le monde toutes cultures confondues (50 % du tonnage mondial en 2002). Ils servent à détruire les adventices. Ce seront des herbicides dits de prélevée quand ils sont épandus avant la levée des adventices. Ces substances actives ont alors une action antigerminative ou racinaire et agissent un certain temps au travers de leur persistance dans le sol. Ils ont une action résiduaire (Ex : isoxaben, diuron, oryzalin, terbuthylazine ...). L'autre groupe est constitué des herbicides dits de post levée qui agissent par contact après la levée des adventices (Ex : amitrole, glyphosate, gluphosinate d'ammonium ...). Il est à noter que certaines substances actives agissent à la fois par contact et de manière résiduaire.

Depuis l'interdiction en 1998 du dernier organochloré, le lindane, en France les molécules contenues dans les insecticides, utilisés pour détruire ou empêcher de nuire les insectes sur les plantes cultivées, sont réparties en trois grandes familles : les organophosphorés (chlorpyrifos-éthyl, quinalphos, ...), les carbamates (méthomyl, thiodicarbe, ...) et les pyréthréinoïdes de synthèse (bifenthrine, deltaméthrine, ...).

Enfin, les fongicides qui permettent de lutter contre les maladies cryptogamiques infestant les cultures, sont les pesticides les moins utilisés en tonnage en France actuellement mais ils sont les plus utilisés en tonnage en viticulture. Par exemple le cuivre, le soufre et la vinchlozoline sont utilisés en viticulture pour lutter contre le mildiou, l'oïdium et le botrytis.

Les produits phytosanitaires sont composés de substances actives qui sont classés selon leur famille chimique. Les familles de molécules les plus utilisées en viticulture, pour ne citer que quelques exemples sont les carbamates (le thiodicarbe, insecticide ou le métiram-zinc, fongicide), les phthalamides (le folpel, fongicide), les strobilurines (l'azoxystrobine, fongicide), les imides cycliques (la vinchlozoline, fongicide), les acides phosphiniques (le glufosinate-ammonium, herbicide), les chlorotriazines (la terbuthylazine, herbicide) et les triazoles (l'époxyconazole, fongicide ou l'aminotriazole, herbicide).

En France, 60 % des tonnages de produits phytosanitaires sont appliqués sur les deux principales cultures : les céréales (40 %) et la vigne (20 %). Et parmi ces 60 %, 16 % sont des

fongicides servant à protéger la vigne et 26 % sont des fongicides spécifiques aux céréales (ACTA, 2002).

1.2. Réglementation en vigueur pour l'utilisation des produits phytosanitaires

En France, les produits phytosanitaires sont soumis à une réglementation pour leur mise sur le marché. Ceci se fait grâce à un dossier d'homologation conformément à la loi d'homologation du 22/12/1972. Ce dossier sert principalement à définir l'efficacité de la molécule, sa toxicité éventuelle pour l'homme, les autres organismes vivants et l'environnement et à identifier les produits de dégradation ainsi que les modalités de ces dégradations.

Cette homologation nationale a été harmonisée avec les autres pays de la CEE à l'aide de la directive 91/414/CEE. Ce texte est complété par la directive européenne 199/45/EC spécifiant les lois et la régulation de la classification, de la formulation et de la dénomination des préparations chimiques dangereuses.

Malgré une réglementation européenne de plus en plus complète, des problèmes environnementaux persistent liés à la gestion et à l'utilisation de ces produits dans tous les systèmes de culture et en particulier en viticulture.

2. Devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement

Malgré un souci de protection de l'environnement constant et croissant lors de l'utilisation des produits phytosanitaires, il y a toujours une forte partie des produits phytosanitaires qui n'atteint pas sa cible, la plante à protéger (Colin, 2000 ; Pimentel, 1995) et qui se retrouve dans l'environnement, principalement dans l'air sous forme de gouttelettes par dérive ou sur le sol. Ils sont alors soumis à plusieurs processus :

- la dégradation
- la rétention dans le sol jusqu'à la formation de résidus liés
- le transport vers d'autres compartiments environnementaux par des processus physico-chimiques (volatilisation) ou via un vecteur, l'eau par lixiviation ou ruissellement ou les particules de sol.

2.1. Dégradation des produits phytosanitaires

Dès leur sortie des buses du pulvérisateur, les produits phytosanitaires sont susceptibles d'être dégradés de façon plus ou moins complète, de façon biotique ou abiotique, dans tous les compartiments de l'environnement où ils se retrouvent.

Qu'ils soient dans l'air, à la surface du sol, dans l'eau ou sur la plante, les liaisons chimiques entre les atomes qui les constituent peuvent être détruites par **photodégradation** par les rayons ultraviolets. Le résultat de cette réaction est le plus souvent une oxydation de la molécule (Marcheterre *et al.* (1988) cité dans (Colin, 2000)).

L'hydrolyse aqueuse se déroule notamment dans la phase aqueuse du sol et peut être le processus de dégradation chimique le plus important. Ces réactions sont parfois liées au pH de la phase aqueuse. Ces dégradations sont en concurrence avec les dégradations par les microorganismes (Calvet (1977) et Wolfe *et al.* (1990) dans (Colin, 2000)).

Le dernier mode de dégradation est appelé **biodégradation**. Les molécules des produits phytosanitaires peuvent servir de source de carbone pour les microorganismes du sol. Tous les paramètres qui favorisent la vie microbienne accélèrent les processus de biodégradation : pH, température, aération, humidité. La matière organique présente dans le sol offre des zones de rétention des produits phytosanitaires et contribue à la dégradation biotique de ces molécules (Colin, 2000).

La dégradation d'un produit phytosanitaire dans l'environnement est évaluée grâce à la mesure de sa persistance. Cette persistance peut être étudiée au laboratoire ou au champ et permet l'évaluation du risque d'accumulation dans le sol et de dispersion dans l'environnement. Cette persistance est le plus souvent évaluée par le temps de dégradation de 50 % de la substance active (DT50) qui est exprimé en jour et qui est déterminée par un test au laboratoire ou au champ. Les tests au champ permettent une évaluation du risque environnemental plus précis puisque effectuée dans des conditions réelles (INRA, 2004).

2.2. Le devenir dans le sol : la rétention et l'accumulation

Un des principaux problèmes environnementaux en viticulture est l'accumulation des fongicides à base de cuivre dans les sols. Le cuivre perturbe les cycles de l'azote et du carbone de la biocénose du sol et ralentit la croissance des graminées et des légumineuses (Ballif, 1995 ; Coullery, 1997 ; Courde *et al.*, 1998 ; Deluisa *et al.*, 1996 ; Flores-Velez *et al.*, 1996 ; Ribolzi *et al.*, 2002). Cette accumulation s'explique par le caractère minéral et donc non dégradable du cuivre.

Le devenir des substances organiques est plus compliqué. Avant sa dégradation, la molécule peut être adsorbée par les particules du sol. La mobilité de ces substances actives dans le sol dépend de leur capacité à se fixer au complexe argilo-humique d'un sol donné. Cette propriété peut être étudiée et mesurée grâce à des tests sur colonnes ou par des mesures de constantes d'adsorption qui caractérisent alors indirectement la mobilité d'une substance active dans un sol donné. Le K_d (pour *distribution coefficient*) représente un coefficient de distribution sol-eau et le K_{oc} est un coefficient K_d rapporté à la teneur en carbone organique du sol étudié. La meilleure méthode pour déterminer ces constantes d'adsorption est l'expérimentation (Calvet, 2002 ; INRA, 2004).

3. Caractéristiques du transfert des produits phytosanitaires vers l'environnement

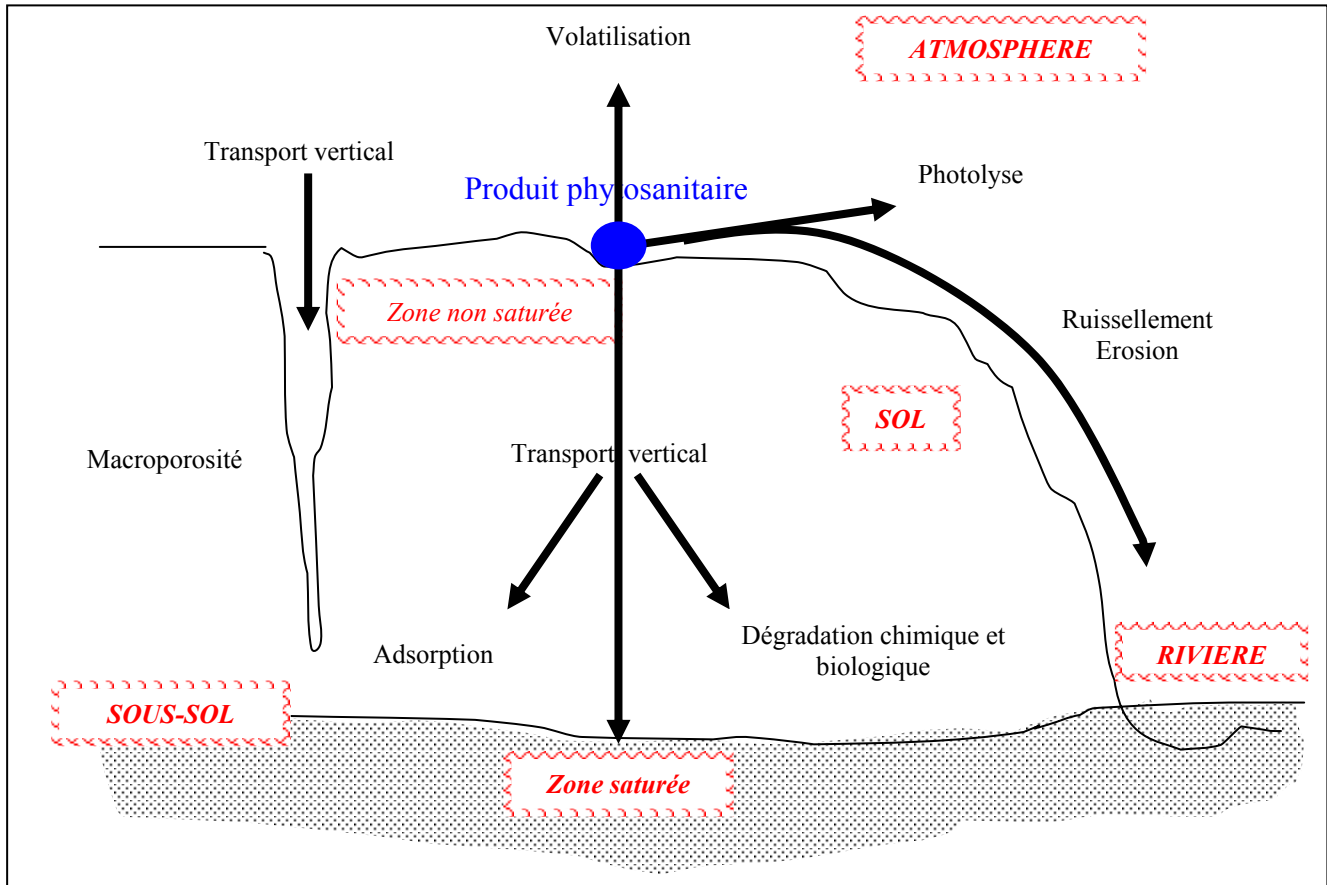


Figure 1-3 : Transferts et dégradations d'un produit phytosanitaire lorsqu'il se retrouve sur le sol après une application sur une parcelle agricole (Banton et Bangoy, 1997 ; Pierre, 1987).

Les produits phytosanitaires sont susceptibles de provoquer des pollutions diffuses dans l'eau dans l'air et dans le sol. Nous ne nous intéressons dans cette étude qu'aux transferts vers les eaux de surface et de profondeur via des transports verticaux ou horizontaux (**Figure 1-3**).

L'eau est le moteur de la majorité des transferts sur et dans le sol : en surface cela s'appelle le ruissellement ; sous une couche de sol (c'est à dire en écoulement de subsurface) c'est un écoulement hypodermique et vers les eaux de profondeur c'est la lixiviation.

3.1. Transfert vers les eaux de profondeur

Le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux souterraines ou lixiviation, concerne les molécules qui sont en solution dans la phase aqueuse du sol ou qui sont adsorbées sur les particules solides véhiculées par un flux d'eau vertical. Ces transferts de solutés varient en fonction des caractéristiques du produit phytosanitaire, des propriétés du sol, de la vitesse d'infiltration par exemple et de l'épaisseur de la zone non saturée (Van Der Werf, 1996).

Gustafson (Gustafson, 1995) propose un indice d'ubiquité dans l'eau : $GUS = [\log(DT50)] * [4 - \log(K_{OC})]$ pour caractériser le risque de transfert d'une substance active de produit phytosanitaire à travers le sol. Il prend uniquement en compte des propriétés de la substance active. Cet indice repose sur l'hypothèse que plus un produit est facilement adsorbé par les particules de sol et moins il est persistant, moins le risque est grand de le voir être entraîné en profondeur. Il propose d'appliquer cette équation à tous les transferts de substances actives dont la DT50 (la demi-vie de la molécule) et le Koc (coefficient de partage carbone organique-eau) sont connus. Des valeurs seuils (1,8 et 2,8) ont été proposés pour différencier des molécules qui sont retrouvées dans les eaux de profondeur (Gustafson dans (Van Der Werf et Zimmer, 1998)). Un certain nombre de molécules qu'on retrouve dans les eaux souterraines, telles les triazines, présentent effectivement des valeurs de GUS élevés au-dessus du seuil de 2,8.

Cependant, la validité de cet indice est aujourd'hui discutée. Cet indice repose sur un transfert de l'eau à l'équilibre répondant aux lois classiques de la physique (équation de Richards). Or il est clairement établi aujourd'hui qu'il existe des transferts préférentiels au travers de la macro-porosité du sol qui ne répond pas à ces lois (Normand *et al.*, 2002) compte tenu notamment du taux de matière organique du sol et des phénomènes d'adsorption et de dégradation mal connus qui ont lieu en profondeur dans les sols.

3.2. Transfert vers les eaux de surface

Le transfert de produits phytosanitaires vers les eaux de surface se fait essentiellement par ruissellement et dérive. Les produits phytosanitaires vont pouvoir être transportés de deux façons : en solution dans l'eau qui ruisselle ou accrochés à des particules de sol qui sont arrachées par l'eau qui ruisselle (Leonard, 1990). Si le parcours qu'emprunte l'eau le permet, en l'absence de zones d'infiltration notamment, les substances actives se retrouveront dans les eaux de surface.

De nombreux travaux ont été réalisés d'une part pour comprendre les processus et les facteurs intervenant dans la genèse et la propagation du ruissellement et d'autre part pour prévoir les risques de contamination des eaux de surface (Huber *et al.*, 2000).

En principe, il existe deux types de ruissellement d'eau au sein d'un bassin versant : les ruissellements superficiels et ceux de subsurface ou hypodermiques.

3.2.1. *Ruissellement de surface*

C'est un écoulement horizontal à la surface du sol. Deux types de mécanismes peuvent en être à l'origine :

- Le ruissellement par dépassement de l'infiltrabilité de l'eau de pluie (hortonien) : la capacité d'infiltration de la surface du sol est inférieure à l'intensité de la pluie. L'eau n'a pas le temps de s'infiltrer dans le sol, elle reste en surface et ruisselle (Le Bissonnais et Morel, 1995). C'est le ruissellement hortonien et le mécanisme s'appelle mécanisme d'Horton (Horton, 1933 cité par (Cros-Cayot, 1996)).

- Le ruissellement par saturation : le sol est saturé en eau et ne peut plus incorporer l'eau de pluie qui arrive à sa surface, c'est le mécanisme de Dunne (Dunne, 1970, cité par (Cros-Cayot, 1996)). Cette situation se produit quand le sol présente à faible profondeur une couche imperméable. Deux situations se présentent :
 - ♦ Soit la pluie tombe directement sur des zones dont le sol est déjà saturé (Dunne *et al.*, 1991) (exemple : sols hydromorphes, nappe qui affleure) (Louchard, 1999).
 - ♦ Soit l'eau de subsurface est restituée par exfiltration (Dunne, 1970, cité par (Cros-Cayot, 1996)), lorsque le volume des pluies excède sa capacité de stockage. C'est alors la réserve en eau du sol qui est le facteur limitant (Le Bissonnais et Morel, 1995).

3.2.2. *Ruissellement de subsurface ou hypodermique*

L'eau s'infiltre dans le sol *via* la porosité de ce dernier puis ruisselle sous les premiers centimètres de ce sol le long d'une zone qu'elle ne peut pas traverser, par exemple un horizon imperméable (Le Bissonnais et Morel, 1995). C'est un écoulement vertical puis horizontal qui a lieu lorsque la conductivité latérale est plus importante que la conductivité verticale et ce ruissellement a souvent lieu sur des parcelles en pente et peut être favorisé par un changement de porosité entre la couche de labour et l'horizon sous-jacent de la parcelle (Grébil *et al.*, 2001). Ce type de ruissellement est généré par l'eau de l'écoulement de subsurface, qui est un écoulement latéral de l'eau infiltrée, à travers les couches du sol (Leavesley *et al.*, 1990 cité par (Louchard, 1999)).

Dans bien des situations ces différents types ou formes de ruissellement coexistent (Grébil *et al.*, 2001). En plus des ruissellements de surface et de subsurface, il existe l'exfiltration des nappes qui se créent aux endroits où la topographie recoupe la surface piézométrique (Voltz et Louchard, 2001), qui participe effectivement aux flux d'eau au sein de bassin versant.

D'après une étude allemande, en viticulture, ce sont surtout les fongicides qui sont emportés par ruissellement alors qu'en grandes cultures ce sont majoritairement des herbicides (Huber *et al.*, 2000). Ceci s'explique en partie parce que la vigne nécessite plus d'applications de fongicides que les grandes cultures.

L'évaluation des pertes de produits phytosanitaires vers les eaux de surface est en général pris en compte en comparant les quantités épandues sur les parcelles et les quantités retrouvées dans les eaux d'un exutoire ou d'une rivière par exemple mais cela ne suffit pas. De même, aucune corrélation claire n'a été mise en évidence entre les propriétés des substances actives et les concentrations retrouvées dans les eaux de ruissellement. Le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface par ruissellement est très dépendant des conditions de milieu comme la pente de la parcelle ou la matière organique sur laquelle peuvent se fixer les molécules phytosanitaires, (Leonard, 1990 ; Van Der Werf, 1996). La mise en évidence de ceci a entraîné la construction de méthodes de diagnostic environnemental de terrain comme celle du CORPEN par exemple (CORPEN, 2001).

3.2.3. *Cas particulier du drainage artificiel*

Le drainage agricole est un cas particulier de transfert de l'eau vers le réseau hydrographique de surface. En effet, dans ce cas l'entraînement des substances actives répond aux mécanismes de transferts verticaux préférentiels et commence donc par une migration vers les

couches plus profondes du sol. Il participe au transfert d'eau de surface vers la nappe souterraine ou vers la rivière (Novak, 1999).

3.3. Transfert vers l'air

Le départ des produits phytosanitaires vers l'air peut être un phénomène important. Des études ont montré que jusqu'à 70 % de la dose appliquée peut être volatilisée ((Van Der Werf, 1996)). Plusieurs mécanismes sont en jeu (Bedos et Calvet, 2002) :

- Lors de la pulvérisation, une partie de la quantité appliquée est entraînée sous forme de gouttelettes dans l'atmosphère. Ces phénomènes ont lieu principalement lors de la pulvérisation et sont associés au phénomène de dérive aérienne. Ils sont importants et ont été mis en évidence pour les grandes cultures et pour la viticulture (Legg, 1997 ; Vernet, 1998, 2000). Les conditions météorologiques, le type de pulvérisateur, le type de buses, et le réglage du matériel (pression appliquée qui détermine la taille des gouttelettes) sont les principaux facteurs qui influent sur ce phénomène.
- Le transfert peut aussi se faire par volatilisation au cours de l'application du produit phytosanitaire avec le pulvérisateur soit après le traitement à partir du sol, de la plante ou de l'eau de surface (Novotny et Chesters, 1981, (Patty, 1997)). La volatilisation des molécules est le passage de l'état liquide à l'état gazeux qui dépend de la nature de la molécule et des propriétés physico-chimiques. La pression vapeur et surtout la constante de Henry (K_H) qui tient compte aussi de la solubilité des molécules permet de discriminer les substances actives volatiles de celles qui ne le sont pas. La volatilisation des substances actives dépend également des conditions de milieu : de l'humidité et de la température du sol et de l'air principalement (Novotny et Chesters, 1981, (Patty, 1997)) et du mode de pulvérisation (Miller et Stoughton, 2000 ; Miller et Butler Ellis, 2000).
- Dans une moindre mesure, les produits phytosanitaires peuvent se retrouver dans l'air même s'ils sont sur le sol à l'état solide après arrachage d'infimes particules du sol lors de l'érosion éolienne (Larney *et al.*, 1999 ; Sanusi *et al.*, 1999, 2000 ; Sauret *et al.*, 2000). Ce type de transfert est loin d'être négligeable et est parfois aussi important que les transferts par ruissellement (Larney *et al.*, 1999).

Ce transfert vers l'atmosphère peut être suivi de retombées sur le sol ou vers les eaux de surface. En particulier, la partie entraînée par dérive peut constituer une source de pollution non négligeable pour les eaux de surface si les traitements se font très près d'un cours d'eau ou d'un fossé en eau. La redéposition de ces molécules dans les rivières est un phénomène fréquent et conséquent (Garmouna, 1996 dans (Patty, 1997)). Les molécules volatilisées peuvent être entraînées très loin et rester dans l'atmosphère pendant un certain temps (Ex : le lindane). Une partie est aussi solubilisée dans les gouttes d'eau et retombent via la pluie à des concentrations non négligeables (Dubus *et al.*, 2000).

3.4. Transfert vers les organismes non cibles

Les organismes non cibles de produits phytosanitaires sont tous les organismes qui ne sont pas nuisibles au bon développement de la plante cultivée. C'est la majorité des organismes

composant l'agrosystème (Babut *et al.*, 2001). Il existe un impact non négligeable des produits phytosanitaires sur les organismes auxiliaires (utiles aux plantes cultivées dans leur protection contre leurs ennemis) ainsi que sur les autres organismes non cible : beaucoup de produits phytosanitaires peuvent contaminer des ressources alimentaires, provoquer des troubles de comportements lors de la reproduction par exemple (ACTA, 2000 ; Havet, 1998 ; Sentenac *et al.*, 1999). Ces organismes peuvent être une aide précieuse dans le cadre de lutte biologique (Baillod et Venturi, 1980 ; Kreiter, 1991 ; Kreiter *et al.*, 1991 ; Reboulet, 1999) et sont de toutes façons à préserver par souci de maintien de la biodiversité dans les agrosystèmes.

Les transferts de produits phytosanitaires épandus oscillent entre 1 % (Beck *et al.*, 1995 ; Heydel *et al.*, 1996) et 60 % (Göhlich, 1982 ; Thiollet, 2003 ; Vernet, 1998) des doses épandues sur les cultures et cela cause de graves problèmes environnementaux comme la volatilisation dans l'air, le ruissellement vers les eaux de surface et le lessivage vers les eaux de profondeur (Van Der Werf, 1996).

3.5. Conclusion sur le choix du compartiment de l'eau de l'environnement le plus touché et le plus étudié

Il n'est pas possible de parler de compartiment le plus touché sachant que tous les compartiments de l'environnement n'ont pas fait l'objet de la même quantité d'études. En revanche, il est possible de parler d'un compartiment le plus étudié : les eaux et en particulier les eaux de surface. Ceci pour plusieurs raisons, tout d'abord les eaux de surface sont dans certaines régions de France la ressource en eau potable de la population et c'est une ressource facilement accessible et qui a donc suscité de nombreuses études. Il en découle une grande quantité de données disponibles statistiques que sont les bases de données nationales de suivi de la qualité des eaux de surface et toxicologiques via les dossiers d'homologation des produits phytosanitaires qui contiennent des informations sur la toxicité vis-à-vis des poissons, des daphnies et des algues. Par ailleurs, la qualité des eaux de surface a un impact sur la qualité des eaux marines auxquelles elles sont reliées. Ainsi les tonnages arrivant à l'embouchure d'un fleuve peuvent être très importants. Par exemple, Larson *et al.* (1995) ont évalué en 1991, le flux de substances actives à l'embouchure du Mississippi à 550 tonnes/an. Le compartiment des eaux de surface joue un rôle important et mérite une attention particulière.

Les fuites de produits phytosanitaires dans l'environnement et plus particulièrement vers les eaux de surface et les eaux souterraines, sont le résultat de l'interaction de multiples facteurs qui interagissent entre eux : les propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires, l'hydrologie du bassin versant et les caractéristiques de l'occupation des sols par l'homme (Blanchard et Lerch, 2000). Nous avons choisi de centrer notre étude sur les eaux de surface dans un premier temps car les eaux de surface en viticulture sont souvent la première cible des pollutions phytosanitaires. Et les eaux de surface peuvent ensuite alimenter les eaux souterraines.

Chapitre 2 : comment étudier le risque de transfert des produits phytosanitaires sur les eaux de surface

1. A quelles échelles travailler ?

Toute étude de phénomène hydrologique s'effectue aux deux échelles : spatiale et temporelle. Restent à déterminer selon notre objectif les deux échelles optimales répondant à notre problématique.

1.1. Échelles temporelles

Le transfert des produits phytosanitaires peut être étudié à diverses échelles temporelles selon l'objectif de l'étude. L'étude à l'échelle de la seconde ou de la minute sert par exemple à étudier l'impact physique de l'eau sur la surface du sol. Les échelles de la journée ou de l'épisode pluvieux servent généralement à étudier le devenir physico-chimique d'un sol après l'application d'une pluie d'intensité et de durée précise. Et enfin, l'échelle du cycle cultural d'une plante permet d'étudier ces phénomènes de façon plus globale.

Le réseau des eaux de surface est principalement alimenté par les eaux de pluie. Il semble logique, dans le cadre d'une étude de la qualité de ces eaux, de se pencher sur les caractéristiques de l'événement pluvieux et les risques pour les eaux de surface qui en découlent. Mais cette échelle demande une information très précise sur les précipitations, qui n'est pas disponible. Il est alors possible de travailler à des pas de plus en plus grands, jour, décade, mois et même cycle cultural afin de limiter la quantité de données météorologiques nécessaires. Naturellement dans ces conditions, il y a une perte d'information plus importante. Dans le cas d'une échelle de temps du cycle cultural, les données disponibles sont souvent des moyennes annuelles (Ex : un coefficient de ruissellement moyen) qui permettent de s'affranchir des conditions annuelles particulières. Cela rend l'outil beaucoup plus simple à utiliser et c'est à cette échelle que nous choisissons de travailler.

1.2. Échelles spatiales : du m² à la placette expérimentale, de la parcelle agricole au bassin versant ou à la petite région ou au pays

Beaucoup d'études du phénomène de ruissellement ont été faites à l'échelle de la **placette expérimentale** où des pluies sont simulées pour par exemple évaluer l'efficacité à limiter le ruissellement d'une bande enherbée (Battany et Grismer, 2000 ; CEMAGREF, 1984 ; Le Bissonnais et Morel, 1995 ; Patty *et al.*, 1997 ; Watanabe et Grismer, 2003).

L'intérêt de l'étude à la **parcelle** réside dans le fait que c'est à cette échelle d'une part que les mécanismes d'émissions comme le début du ruissellement commencent, et d'autre part que l'agriculteur prend ses décisions. Toutefois, cette échelle « parcelle » présente l'inconvénient de ne pas intégrer suffisamment les paramètres des chemins qu'emprunte l'eau

qui ruisselle : nous allons pouvoir prendre en compte par exemple la couverture du sol de la parcelle mais pas la couverture du sol des parcelles en aval or ces dernières ont un effet certain sur le flux d'eau qui va rejoindre le réseau hydrographique du bassin versant (Battany et Grismer, 2000 ; Lecomte, 1999 ; Mousavi et Raisian, 1999).

L'échelle supérieure à celle de la parcelle est celle de **l'exploitation**. Elle s'exclut d'elle-même de par sa nature de notre champ d'étude car la répartition des parcelles est intimement liée à l'historique de l'exploitation, à la pression foncière de la région et à la politique de l'exploitant et non à une unité hydrologique homogène.

L'échelle de la **région ou du grand bassin versant** pose le problème du temps de récolte des informations et d'homogénéité (Schiavon *et al.*, 1995). En effet, toute région est constituée d'une multitude de petits bassins versants élémentaires qui ne vont pas avoir la même responsabilité vis-à-vis de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires : il peut avoir des bassins versants urbains, d'autres ruraux à dominante d'élevage ou de cultures céréalières (Gillet et Vele, ? ; Gouy et Gril, 2001 ; Gyldenkaerne *et al.*, 1999).

Certes déjà à l'échelle de la **parcelle**, les hétérogénéités peuvent être grandes et causer des difficultés quant à l'évaluation des pollutions diffuses par les produits phytosanitaires : en ce qui concerne par exemple les interventions de l'agriculteur (traitements, fertilisation), la couverture du sol (qui évolue au cours de l'année), la topographie (pente avec ou sans dévers). Ces hétérogénéités peuvent augmenter si l'étude est souhaitée à une plus grande échelle : la diversité des cultures, la présence de zones non productives (fossés, mares, haies, murets, lisères de forêt, ...).

Carlier *et al.*, (1996) constatent que l'étude à l'échelle de la micro-parcelle ou de la parcelle expérimentale se limite souvent à une partie du phénomène du ruissellement ou à un paramètre particulier qui permet de progresser dans la connaissance des processus. Tandis que les suivis de bassins versants permettent l'évaluation du comportement global d'un système (bassin versant et gestion des produits phytosanitaires). Malheureusement, ces dernières études ne permettent souvent pas l'extrapolation à d'autres conditions ou la transposition à d'autres bassins versants sauf dans le cas de bassins versants particuliers (Nordeste brésilien par exemple, Cadier, 1993).

Mais, dans l'étude du cycle ou d'une partie du cycle de l'eau, et de flux qui lui sont couplés (énergie, solutés, ...) le **bassin versant élémentaire** s'impose comme une unité fonctionnelle fondamentale, et donc comme une unité de base pour la gestion, l'aménagement et la protection des ressources en eau (Ambroise, 1999 ; Banton et Bangoy, 1997 ; Lecomte *et al.*, 1997). Le concept de bassin versant, surface drainée par un cours d'eau, en amont d'un point définissant son exutoire, est exhaustif et souple car il peut être utilisé à une large échelle spatiale (des bassins élémentaires aux bassins des grands fleuves) ainsi qu'à la plus part des types de milieux (bassins urbains ou ruraux, agricoles ou forestiers, bassins de lacs, de karst, de nappe, ...) (Ambroise, 1999). Aussi, est-il cohérent de vouloir élaborer un outil de diagnostic de la qualité des eaux de surface à cette échelle.

Pour répondre à la question de ce travail : quelles sont les zones les plus susceptibles de contribuer à la dégradation de la qualité des eaux de surface en viticulture ? Il est prévu de travailler à l'échelle du petit bassin versant élémentaire, première unité de récolte des eaux de surface avant un exutoire.

1.3. Conclusion : utilisation des échelles bassin versant et cycle cultural

Notre travail vise à évaluer la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant. Nous disposons d'un outil de diagnostic à l'échelle de la parcelle I-Phy-parcelle, que nous souhaitons adapter pour qu'il soit utilisable à l'échelle du bassin versant et à l'échelle de l'année culturale.

2. Quelle méthode d'évaluation choisir ?

En tenant compte de la complexité des processus de transfert des produits phytosanitaires et de la notion d'échelles spatiale et temporelle, différentes façons d'aborder l'évaluation environnementale de la qualité des eaux de surface sont possibles : le recueil de données de terrain *via* l'expérimentation, la construction et l'utilisation de modèles et la construction et l'utilisation d'indicateurs environnementaux.

2.1. Mesures directes

Mesurer la qualité des eaux de surface à l'échelle d'un bassin versant peut se faire par la **mesure** des concentrations des produits phytosanitaires **dans les cours d'eau** comme cela a été fait par de nombreux auteurs (Arora *et al.*, 2003 ; Arora *et al.*, 1996 ; Asmussen *et al.*, 1977 ; Bovio *et al.*, 1991 ; Calvet *et al.*, 1996 ; Cammeraat, 2002 ; Heddadj et Gascuel-Odoux, 2001 ; Voltz et Louchart, 2001). Pour qu'elles soient pertinentes et représentatives des pollutions des eaux de surface, ces mesures sont à réaliser à des moments précis ayant une pertinence agronomique c'est-à-dire pendant la période où il y a des traitements phytosanitaires sur la vigne ; après un événement pluvieux naturel ou simulé (Cros-Cayot, 1996 ; Garon-Boucher, 2003) car c'est après une pluie que les concentrations en produits phytosanitaires sont les plus importantes (Heppell *et al.*, 1999 ; Mousavi et Raisian, 1999).

Nous pouvons également envisager de **mesurer** les concentrations et les flux (si des mesures de débit sont effectuées) des produits phytosanitaires **à l'exutoire** du bassin versant (Bonta, 1998 ; Colin *et al.*, 2000 ; Le Bissonnais et Morel, 1995 ; Louchard, 1999). Ceci a déjà été fait sur plusieurs bassins versants français (**Tableau 1-1**).

Tableau 1-1 : Quelques exemples d'études publiées traitant des analyses d'eau de surface sur des bassins versants en France (F : fongicides ; H : herbicides ; I : insecticides).

Bassin versant viticole et agricole	Surface (km ²)	Nombres d'échantillons mesurés	Nombre d'années de suivi	Nombre de substances actives dosées	Auteur
Roujan (Languedoc-Roussillon)	0,9	25	3	2 (H)	(Louchard, 1999 ; Voltz <i>et al.</i> , 1996)
Valvan (Bourgogne)	2,05	14	3	250 (F, H, I)	(Guenard et Morvan, 2000 ; Morvan, 2002)
Morcille (Rhône-Alpes)	4	98	3	8 (H, F)	(Gouy <i>et al.</i> , 1996 ; Munoz, 1992)
Ruiné (Poitou-Charentes)	5,7	> 100	6	8 (H)	(Dubernet <i>et al.</i> , 1999)
Bourville, (Haute-Normandie)	10,7	> 44	2	2 (H)	(Lecomte <i>et al.</i> , 1997)

Lorsque l'étude de la contamination des eaux de surface d'un bassin versant par les produits phytosanitaires est suivie dans son ensemble cela nécessite plusieurs années de mesures (les bassins de Roujan, de la Morcille, du Ruiné et de Haute-Normandie) et surtout cela coûte très cher même si l'on ne veut suivre que quelques molécules phytosanitaires (suivi en crue/hors crue ; suivi hydrologique ; connaissances des apports phytosanitaires par les agriculteurs). Par ailleurs, ces études ne permettent pas généraliser les résultats à toutes les substances actives homologuées actuellement (**Tableau 1-1**). Dans d'autres cas, comme pour le bassin versant de Valvan, par exemple, le suivi a été exhaustif en ce qui concerne les analyses des produits phytosanitaires mais cela n'a été effectué que sur quelques épisodes pluvieux. Par ailleurs, ce bassin versant n'a pas bénéficié parallèlement à ces analyses d'eau, d'un suivi du débit des événements pluvieux contrairement aux autres bassins versants étudiés (**Tableau 1-1**).

Toutes ces méthodes sont très coûteuses en temps, en main d'œuvre et en matériel ce qui oblige souvent les équipes de recherche ou les ingénieurs qui les utilisent à choisir entre un suivi global des substances actives et un suivi complet de l'hydrologie du bassin versant.

Cette approche expérimentale est un outil très fiable, indispensable dans un premier temps pour établir un diagnostic complet sur l'ampleur des phénomènes et des mécanismes en jeu. Toutefois, considérant la lourdeur des suivis et les coûts analytiques d'une part et leur regard très partiel sur la variabilité des paramètres (hétérogénéité du milieu) et des processus de transfert impliqués à l'échelle de petits bassins versants d'autre part, nous constatons que leur application pour prédire l'impact de la gestion des produits phytosanitaires sur la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant est limitée. Ces expérimentations peuvent servir en revanche, de référence (INRA, 2000) mais aussi et surtout de validation pour d'autres méthodes d'étude comme les modèles ou les indicateurs.

2.2. Modèles

Ces trente dernières années, il y a eu un très grand développement des modèles mathématiques pour appréhender la compréhension des phénomènes hydrologiques et pour comprendre ou simuler les mécanismes de transferts de pesticides vers les eaux de surface ou

vers les eaux de profondeur. Il s'agit ici, de présenter des modèles qui permettent d'aborder notre problématique : des modèles décrivant le transfert de pesticides vers les eaux de surface. Il existe pratiquement autant de modèles hydrologiques que d'équipes de recherche travaillant sur cette thématique. Nous choisissons d'en présenter quelques-uns à titre d'exemple.

2.2.1. Définitions

Les modèles sont classés dans la littérature selon les critères suivants (Ambroise, 1999 ; Colin, 2000 ; Durand, 2004 ; Kloppmann *et al.*, 2002) :

♦ La relation qui existe entre les variables d'entrée et les paramètres de sortie :

- Modèles **conceptuels ou mécanistes ou dynamiques**. Bien que ces trois sortes de modèles ne soient pas exactement semblables, ils se rejoignent car ils considèrent tous les processus physiques, chimiques et biologiques. Ils essayent de traduire le plus exactement possible à l'aide d'équations mathématiques, les mécanismes physiques, chimiques et biologiques qui ont lieu lors du ruissellement d'une eau chargée en produits phytosanitaires.

- Modèles **empiriques** ou entrée-sortie ou analytiques. Ils ont en commun de ne faire appel qu'à des variables d'entrée et de sortie d'un bassin versant. Ces modèles ne prennent pas en compte les processus internes du système étudié : le bassin versant est considéré comme une boîte noire. Les modèles empiriques sont très utiles en ingénierie hydraulique : ils sont faciles à mettre en œuvre et donnent des résultats très satisfaisants avec peu de paramètres d'entrée, mais ils ne sont pas généralisables.

♦ la considération de la variabilité des variables d'entrée :

- Modèles **stochastiques**. Les variables d'entrée sont définies par leur distribution probabilistique. Il s'agit donc le plus souvent de modèles relativement simples.

- Modèles **déterministes ou théoriques, descriptifs ou de connaissance**. La variabilité des variables d'entrée n'est pas prise en compte.

♦ le type d'utilisation :

- Modèles de **recherche**. Généralement, ce sont des modèles conceptuels. Leurs utilisateurs sont des modélisateurs capables d'une approche théorique.

- Modèles de **gestion**. Ils considèrent les mêmes processus que les modèles de recherche mais sont simplifiés car adressés à des utilisateurs spécialistes des processus physico-chimiques ou biologiques pris en compte.

Les différents types de modèles peuvent être **globaux** ce qui signifie qu'ils considèrent le bassin versant comme une entité homogène ce qui implique un paramétrage global. Ces modèles ne conviennent pas du tout à l'analyse du fonctionnement interne d'un bassin versant et sont donc de peu d'utilité pour notre problématique.

Les modèles peuvent aussi être **distribués** : les résultats de sortie du modèle sont disponibles de façon globale ou par sous-unité de surface (des mailles par exemple).

La modélisation est considérée comme une démarche alternative et souvent complémentaire aux mesures directes, indispensable pour simuler des phénomènes hydrologiques et généraliser des résultats obtenus à l'aide d'expérimentations. Cependant, l'information relative à chaque modèle est souvent partielle ou fragmentaire et son domaine de validité est mal défini ou très restreint. Par ailleurs, les modèles nécessitent souvent de nombreuses données d'entrée ou facteurs de calage ou de calibrage difficiles à obtenir ou à estimer, donc même si les mécanismes intervenant dans le devenir des produits phytosanitaires sont relativement bien compris, la nécessité d'acquérir des informations sur un grand nombre de variables et paramètres limite l'utilisation des modèles (Carluer *et al.*, 1996). Les modèles sont souvent des outils d'acquisition de connaissance.

2.2.2. Quelques exemples

Les modèles qui ont pour vocation de simuler les pollutions diffuses de l'eau par les produits phytosanitaires sont souvent ensemble les phénomènes de lessivage vers des ressources en eau souterraine et les phénomènes de ruissellement associé à l'érosion (Collectif, 2002 ; Kloppmann *et al.*, 2002). C'est le cas du modèle RZWQM (Ma *et al.*, 2004a ; Ma *et al.*, 2004b ; Malone *et al.*, 2004) (**Figure 1-4**).

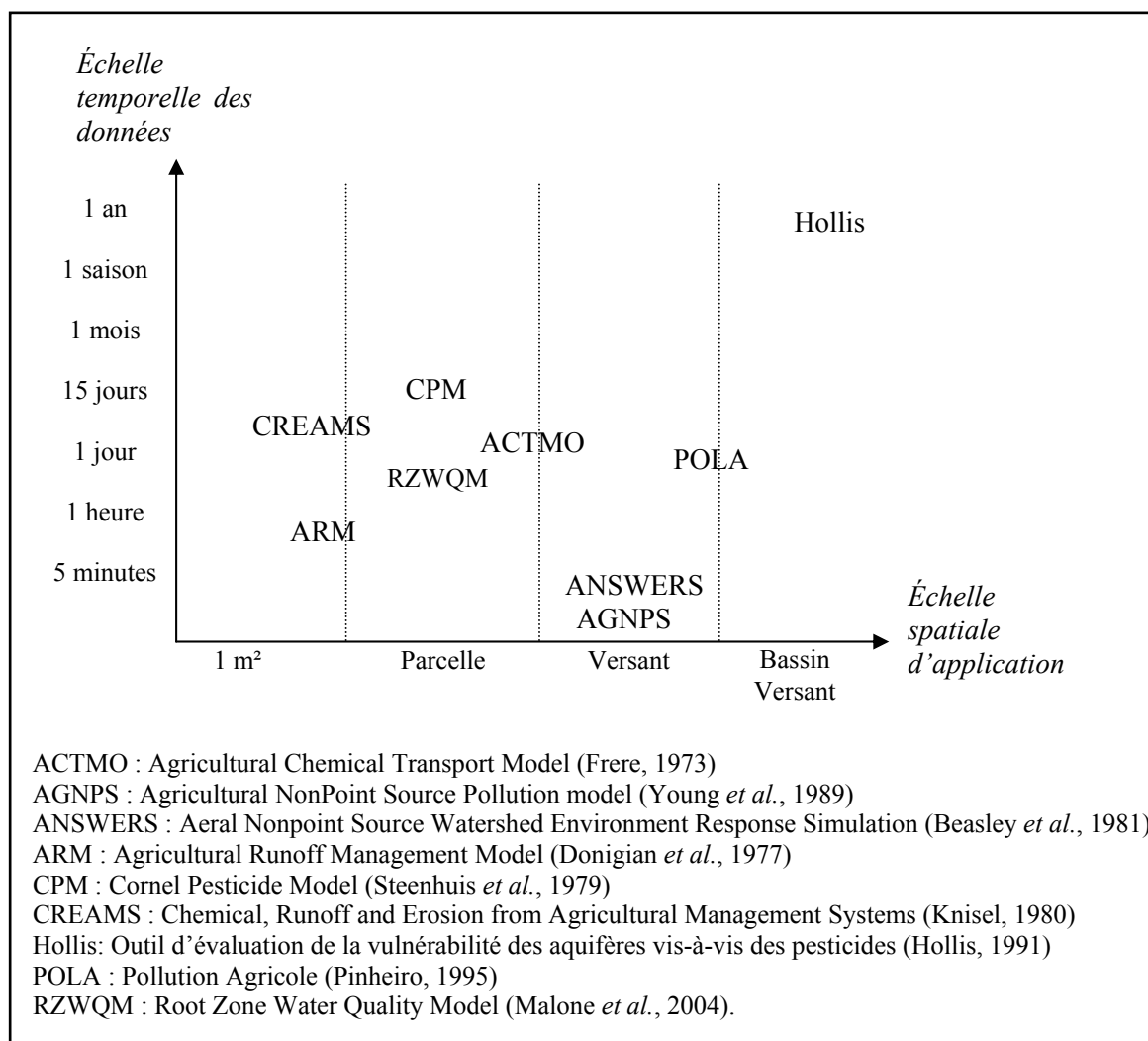


Figure 1-4 : Échelles temporelles et spatiales d'application de quelques modèles de simulation de pollutions diffuses par les produits phytosanitaires (d'après (Colin, 2000)).

La **figure 1-4** présente quelques exemples de modèles hydrologiques en fonction des échelles temporelles et spatiales auxquelles ils sont utilisables. Dans le cadre de notre sujet, l'évaluation des risques de contamination des eaux de surface d'un bassin versant par les produits phytosanitaires, le modèle POLA semblerait adapté à notre problématique compte tenu de l'échelle spatiale à laquelle il est calculé. Toutefois, ce modèle ne sera pas utilisé car il traite essentiellement des pollutions diffuses liées à la gestion des engrais chimiques. Bien qu'il y ait des similitudes entre le transport des engrais chimiques et des produits phytosanitaires vers les eaux de surface, l'utilisation de ce modèle obligerait à pratiquement le reconstruire. Par ailleurs, les futurs utilisateurs de l'outil d'aide à la décision que nous souhaitons proposer, ne disposent généralement que de très peu d'informations sur les épisodes pluvieux qui ont lieu sur les bassins versants. Un autre modèle qui semble intéressant est celui de Hollis.

2.2.3. Exemple de modèle reposant sur l'identification des zones géographiques à risque pour les eaux (Hollis, 1991 ; Hollis et Brown, 1996)

C'est un modèle mathématique simple qui permet de classer les zones géographiques en fonction de leur vulnérabilité vis-à-vis de la pollution des eaux de surface qui est mis en place à l'échelle de la région ou du pays. Quatre critères servent à la construction : deux critères de la parcelle et deux critères des substances actives utilisées sur la parcelle. Chaque variable est décrite en classes.

La sensibilité des zones aux pollutions diffuses des eaux par les produits phytosanitaires est évaluée grâce à une classification des caractéristiques hydrologiques des sols liées à leur teneur en matière organique. A ceci s'ajoute une classification des produits phytosanitaires en fonction de leur mobilité et de leur persistance dans le sol. L'agrégation de ces deux informations est pondérée par des données climatiques (**Tableau 1-2**).

Tableau 1-2 : Données nécessaires à l'application de la méthode Hollis (Hollis, 1991 ; Hollis et Brown, 1996).

Variables	Facteurs caractérisant ces variables
Le sol	Profondeur de l'aquifère ou de la couche saisonnièrement saturée Présence ou non d'un écoulement en dérivation vers un substrat perméable Type prédominant d'écoulement insaturé (écoulement intergrains simple comme dans des sables ou plus complexes comme dans des argiles) Taux de substance organique
Eaux de surface	Pourcentage standard de ruissellement (Standard Percentage Run Off, SPR) Indice de flux de base (Base Flow Index, BFI)
Pesticides	Koc (cm ³ /g) Demi-vie de la molécule (jours)
Données climatiques	Durée entre l'application du produit et la première pluie Quantité de pluie tombée pendant l'épisode pluvieux

Un premier niveau d'agrégation entre les facteurs caractérisant le sol et les eaux de surface permet de définir des classes de vulnérabilité des sols pour les eaux de surface (Tableau 3).

Le résultat de ce premier niveau d'agrégation donne un facteur d'atténuation calculé pour chaque combinaison de vulnérabilité des sols et de classe de pesticide en utilisant un taux climatique représentatif du flux d'eau du sol et des valeurs moyennes pour chacune des propriétés requises du sol. Pour les eaux de profondeur comme pour les eaux de surface, on obtient une évaluation globale de la vulnérabilité des eaux pour un pesticide donné dans un sol donné.

D'après Simon (Simon, 1995) qui a testé ce modèle dans un contexte agricole français, la méthode de Hollis (Hollis, 1991) semble difficile à adapter à notre problématique sans la mise en place d'expérimentations spécifiques aux agrosystèmes viticoles français permettant d'effectuer un paramétrage du modèle.

2.3. Indicateurs

2.3.1. Définition

Considérant, les difficultés rencontrées dans les deux approches présentées dans les paragraphes précédents, une alternative a été envisagée : les indicateurs environnementaux. Ils utilisent souvent à la fois des résultats des expérimentations et des résultats de la modélisation. Ce sont des outils d'aide à la décision et de diagnostic pour évaluer les risques environnementaux à l'aide de variables pertinentes, facilement calculables et interprétables (Colin *et al.*, 2000 ; Girardin *et al.*, 1999b). (Girardin *et al.*, 1999b) précise que les indicateurs sont souvent employés lorsqu'il est impossible d'effectuer des mesures ou de modéliser un phénomène.

Au cours des dix dernières années, on a assisté à une « explosion » des indicateurs (Riley, 2001). De nombreux indicateurs ont été développés à tous les niveaux. Au niveau national on peut citer par exemple des indicateurs de performance environnementale ou de risque aquatique (IFEN, 1997 ; OCDE, 2004). A l'échelle des exploitations agricoles, Girardin *et al.* (1997) a développé une série d'indicateurs agri-environnementaux parcellaires pour les grandes cultures dans le cadre de la méthode INDIGO[®]. Thiollot (2003) a développé selon la même méthodologie, des indicateurs pour le système de culture viticole.

D'après la littérature, les indicateurs sont des variables qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès. Ils servent de repère pour prendre une décision (Gras *et al.*, 1989). Ils fournissent des informations au sujet d'un système complexe en vue de faciliter sa compréhension par les utilisateurs de sorte que ces derniers puissent prendre des décisions appropriées qui mènent à la réalisation des objectifs fixés (Mitchell *et al.*, 1995). D'après l'OCDE (2000) un indicateur est un paramètre ou une valeur calculée à partir de paramètres décrivant ou donnant des indications sur l'état d'un phénomène de l'environnement ou d'une zone géographique alors que (Weber et Lavoux, 1994) définit un indicateur comme la traduction synthétique d'une action, d'une situation ou de son évolution. Ainsi, la multiplicité des indicateurs et leurs définitions peuvent être différents, toutefois nous pouvons extraire deux caractéristiques fondamentales :

- **L'indicateur** est toujours une variable qui correspond à une valeur statistique, une mesure, une série de statistiques ou encore une série d'éléments quantitatifs ou qualitatifs. Positionnée par rapport à une **référence**, cette variable devient un indicateur.
- **L'indicateur** a pour objet de répondre à un objectif de façon claire et lisible afin de permettre un diagnostic et une aide à la décision.

Plusieurs auteurs s'accordent sur la définition des caractéristiques fondamentales à l'élaboration d'un indicateur (Girardin *et al.*, 1997 ; OCDE, 2000) : l'indicateur doit être **adapté à l'objectif fixé, spécifique de cet objectif, validé, fiable, précis, mesurable, facile à utiliser tout en restant pertinent**.

2.3.2. *Indicateur : types, construction, validation*

Les indicateurs agri-environnementaux sont souvent employés comme outil de diagnostic pour des objectifs précis (Girardin *et al.*, 1999b). Les indicateurs peuvent être de deux types : **simples ou composites**. L'indicateur simple est issu de mesures directes ou d'une estimation obtenue à partir d'un modèle (Bockstaller et Girardin, 1999) tandis que l'indicateur composite provient de l'agrégation de plusieurs variables ou de plusieurs indicateurs simples mesurés ou estimés. Pour les agrosystèmes, les indicateurs composites doivent être flexibles et pragmatiques tout en restant basés sur les connaissances scientifiques (Girardin *et al.*, 1999b).

Ces derniers sont construits à l'aide de plusieurs variables dont l'importance varie selon son impact supposé sur l'environnement (Girardin *et al.*, 1999b). C'est de cette façon qu'a été construit un indicateur de gestion des produits phytosanitaires (Van Der Werf et Zimmer, 1998).

Par souci de lisibilité et de clarté pour les utilisateurs, les indicateurs sont exprimés sur une même échelle après **transformation mathématique** : en classes (Girardin *et al.*, 1999a) ou en rangs (Arousseau *et al.*, 1998). Cependant (Girardin *et al.*, 1999a) constatent que classer les variables peut aboutir à un biais sachant que les classes sont des entités limitées et que leur amplitude est déterminée plus ou moins empiriquement. De ce fait, il traduit son

résultat d'indicateur **sous forme d'un indice**³ calculé par rapport à une référence. De cette façon grâce à l'indicateur, nous pouvons suivre la déviation de la situation étudiée par rapport la référence. (Girardin *et al.*, 1999a), présentent les indicateurs de la méthode INDIGO[®] sur une échelle de 0 (risque maximal pour l'environnement) à 10 (risque minimal pour l'environnement) avec une référence à 7 (risque pour l'environnement acceptable par la société). **La fixation de la valeur de référence (7)** résulte de processus de consensus entre les références bibliographiques et des avis d'experts. La validation des indicateurs fait partie intégrante de leur construction. (Bockstaller et Girardin, 2003) présentent 3 niveaux de validation des indicateurs : **la validation de la conception, la validation de sortie et la validation d'usage** (Bockstaller et Girardin, 1996, 2003 ; Girardin *et al.*, 1999a).

2.3.3. *Classification Pression - Etat - Réponse*

Pour une utilisation internationale ou nationale, les indicateurs environnementaux sont souvent organisés selon différentes structures : **Pression - Etat - Réponse** ((OCDE, 2000)), **Force motrice – Etat - Réponse** (FER-CIDD, cadre pour les indicateurs du développement durable) et **Force motrice - Pression - Etat - Impact - Réponse** (FPEIR-AEE, Agence Européen de l'Environnement). (Maurizi et Verrel, 2002) et (Colin *et al.*, 2000) utilisent la notion de PER de l'OCDE et expliquent que l'activité agricole est la pression environnementale principale exercée sur le bassin versant étudié. Par exemple, la quantité de produits phytosanitaires épandus constitue **un indicateur de pression**. La qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant représente l'état de l'environnement relatif au phénomène envisagé, la concentration d'un produit phytosanitaire est **un indicateur d'état**. Les décisions relatives aux usages des produits phytosanitaires comme la dose réglementaire d'application, sur le bassin versant correspondent à des **indicateurs de réponse**.

2.3.4. *Indicateurs composites*

Parallèlement aux indicateurs simples (CORPEN, 2003) et aux indicateurs reposant sur une combinaison de variables qui intègrent mal les mécanismes de pertes ou d'impact (Jouany et Dabène, 1994), il existe des indicateurs plus complexes, les indicateurs composites résultat d'un croisement entre l'exposition et la toxicité (Girardin *et al.*, 1999a). Certains des indicateurs composites résultent de la simplification d'un modèle (Reus *et al.*, 2002 ; Vercruysse et Steurbaut, 2002).

Parmi tous les indicateurs disponibles actuellement pour l'évaluation environnementale de la qualité des eaux de surface vis-à-vis des pesticides, certains d'entre eux proposent une évaluation environnementale des eaux de surface tout en étant très rarement calculé à l'échelle du bassin versant (Keichinger et Girardin, 2004) alors que c'est l'échelle privilégiée pour l'étude du ruissellement (Ambroise, 1999 ; Banton et Bangoy, 1997 ; Bockstaller *et al.*, 2004 ; Keichinger et Girardin, 2004 ; Levitan *et al.*, 1995 ; Reus *et al.*, 1999 ; Van Der Werf, 1996)

³ indice : valeur numérique sans l'unité

2.4. Approche simple à l'échelle bassin versant

2.4.1. Indicateurs simples : méthode CORPEN

La démarche de diagnostic environnemental CORPEN⁴ a été mise en œuvre par des groupes de travail des ministères chargés de l'environnement et de l'agriculture. Depuis 1992, des utilisations de cette démarche ont été mises au point pour appliquer cette méthode au diagnostic des eaux superficielles vis-à-vis des produits phytosanitaires (CORPEN, 2001, 2003). C'est à partir de 2001, que le CORPEN a élargi son étude aux pratiques agricoles respectueuses de l'environnement (aquifères, milieux aquatiques, air et sol).

La démarche CORPEN est globale et se présente sous forme d'outils servant aux agriculteurs pour modifier leurs pratiques en vue de préserver la qualité de l'eau compte tenu de leurs contraintes techniques et financières. La démarche CORPEN du diagnostic est composé de 2 étapes. La première est l'identification des risques parcellaires. La connaissance des risques de contamination des eaux de surface sur une parcelle passe notamment par l'identification des voies de circulation des eaux de ruissellement. Ceci se fait grâce à un arbre dichotomique simple représentant toutes les situations d'écoulement d'eau excédentaire sur une parcelle. Ces voies de circulation de l'eau mises en évidence, il est ensuite possible de les comparer aux pratiques de l'agriculteur et ainsi de définir un risque de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. La seconde étape est la proposition d'actions correctives pour ces parcelles (Real, 2004).

L'application de la méthode CORPEN a servi de point de départ à l'étude de la pollution chronique des eaux de surface par l'atrazine dans le bassin versant de Sousson (Gers) (Colin, 2000 ; Colin *et al.*, 2000).

A partir de données géoréférencées sur un système d'information géographique associé à de la télédétection Colin (2000) identifie les zones du bassin versant les plus à risque pour le transfert de l'atrazine vers les eaux superficielles. Trois variables en sont extraites et permettent de caractériser le risque de pollution par l'atrazine :

- la distance de la parcelle à la rivière
- la distance entre la parcelle et le lit du réseau de drainage
- les processus de dégradation et de rétention de l'atrazine

La méthode est testée sur un bassin versant constitué de forêts de pâturages et de cultures annuelles (maïs et blé d'hiver). Les parcelles de maïs ont été équipées de systèmes de drainage artificiel.

Les variables choisies par F. Colin (2000) ne sont pas directement utilisables pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface d'un bassin versant viticole mais elles pourront servir au choix des variables descriptives et explicatives de I-Phy-BV.

- Les limites de la méthode CORPEN pour notre problématique

D'abord, cette méthode ne met en jeu que des paramètres d'évaluation simples (par exemple, le sol est-il hydromorphe ? oui/non), ensuite ces paramètres ne font pas l'objet d'une réelle

⁴ Comité d'ORientation pour les Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement

agrégation : les questions s'enchaînent de façon linéaire et juxtaposée et il n'existe ni hiérarchie ni pondération entre les paramètres. Toutes les variables ont le même poids. Enfin, l'application de cette méthode est extrêmement dépendante de la personne qui l'applique. En effet, la sensibilité d'un agronome, d'un pédologue, d'un hydrologue ou encore d'un spécialiste des produits phytosanitaires ne sera pas la même et compte-tenu du mode de fonctionnement de cette méthode, cela aura une énorme influence sur le résultat du diagnostic.

Cette méthode ne peut pas convenir au cahier des charges d'un outil de diagnostic environnemental « qualité des eaux de surface » qui se doit de présenter une information concise et la plus objective possible et ne pas dépendre de l'expérience de la personne qui le met en œuvre.

2.4.2. *Méthode multi-critères : classement selon la méthode SIRIS*

La **méthode SIRIS** (Système d'Intégration des Risques pas Interaction de Scores) est une méthode multi-critères qui a été mise au point (Vaillant *et al.*, 1995) pour l'évaluation des risques environnementaux. Elle a servi au Comité de liaison interministériel « Eau – Produits phytosanitaires » pour l'établissement des listes prioritaires de substances actives à rechercher dans les eaux. Par la suite cette méthode a été utilisée et adaptée aux problématiques environnementales des systèmes agricoles bretons et a permis de classer les substances actives composant les produits phytosanitaires en fonction du **risque environnemental qu'elles présentent pour les eaux de surface** (Aurousseau *et al.*, 1998 ; Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999 ; Jouany et Dabène, 1994 ; Simon, 1995 ; Colin, 2000).

Le principe de la méthode est de **partir d'une situation idéale et de déclasser les produits phytosanitaires, en fonction des critères apparaissant défavorables**. C'est une **méthode de rang par pénalisation**, qui repose sur le jugement et l'accord d'un groupe d'experts qui hiérarchise les critères retenus. Ces critères quantitatifs ou qualitatifs sont transformés en variables qualitatives (Aurousseau *et al.*, 1998 ; Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999 ; Guerbet et Jouany, 2002 ; Heddadj *et al.*, 2004 ; Simon, 1995 ; Colin, 2000).

La **validation** de SIRIS a été faite grâce à la consultation d'un autre groupe d'experts ou par réunion de la commission de transfert de la CORPEP. La méthode peut également être validée par son usage sur les bassins agricoles bretons et par l'évolution des pratiques agricoles suite à l'application de cette méthode.

La **figure 1-5** récapitule les étapes d'une application de la méthode SIRIS.

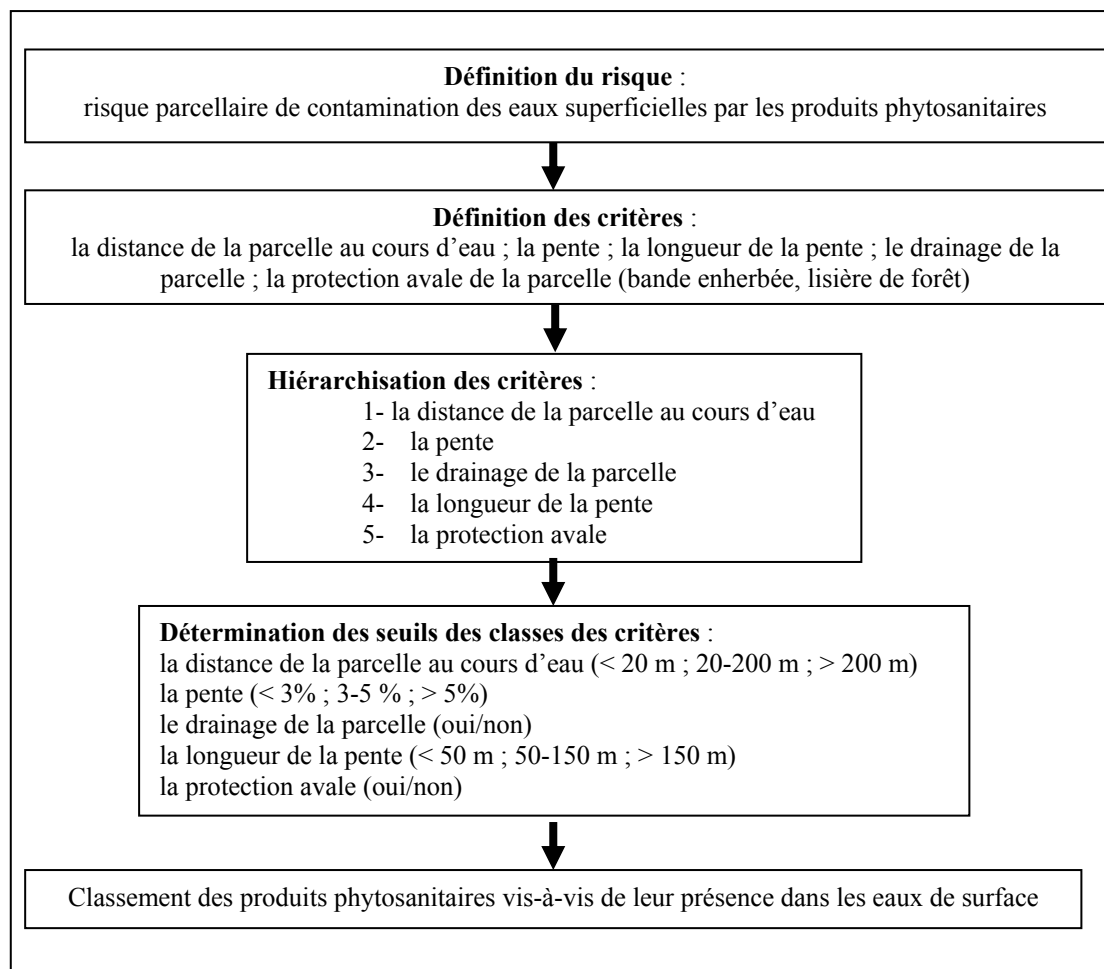


Figure 1-5 : Un exemple d'application de la méthode SIRIS, l'évaluation du risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires en Bretagne (d'après Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999).

- Les limites de SIRIS pour notre problématique

La méthode SIRIS, outil d'aide à la décision, permet d'obtenir un **risque parcellaire dans un bassin versant**, mais en aucun cas il n'est question d'une agrégation de ces risques pour fournir une note ou un classement pour le bassin versant ce qui est le cas pour toutes les méthodes multi-critères (Maystre *et al.*, 1994). L'évaluation du risque environnemental demeure à l'échelle parcellaire avec éventuellement un appui cartographique (SIG⁵ généralement) à l'échelle du bassin versant. Or, notre problématique nécessite une agrégation des risques environnementaux parcellaires à l'échelle du bassin versant. Par ailleurs, cette méthode ne comprend pas d'information sur les risques liés à chaque application de substance active.

La transposition d'une méthode multi-critères peut être présentée comme **la seconde limite**. La méthode comporte des simplifications considérables des processus et perd ainsi son caractère générique. Elle n'est donc **ni transposable, ni extrapolable** en dehors du contexte

⁵ Système d'Information Géographique

d'expertise sauf si le risque est redéfini, les variables de nouveau hiérarchisées et les mécanismes de nouveau identifiés.

La troisième limite réside dans le mode d'agrégation spécifique aux méthodes multi-critères comme SIRIS ou ELECTRE (Girardin *et al.*, 1999b ; Maystre *et al.*, 1994). Cette dernière permet d'agréger cinq variables au maximum. Si nous retenons une quinzaine de variables pour caractériser le risque de contamination des eaux de surface par le ruissellement des produits phytosanitaires, comment faire pour agréger ces variables ?

Pour ces raisons, une méthode multi-critères ne paraît pas adaptée pour répondre à la problématique : la construction d'un outil de diagnostic de la qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole.

3. Conclusion de la partie 1 : utilisation d'un indicateur parcellaire à l'échelle du bassin versant viticole

- Le travail de recherche sera effectué à **l'échelle du bassin versant** car c'est l'échelle la plus pertinente pour l'évaluation de la qualité de l'eau par les gestionnaires de ressources en eau. Toutefois **l'échelle de la parcelle** reste essentielle à la compréhension du déterminisme des émissions des produits phytosanitaires.

Il apparaît donc nécessaire, tout en fournissant un outil de diagnostic à l'échelle du bassin versant, qu'il faille intégrer à l'outil d'aide à la décision des données collectées à l'échelle de la parcelle.

- L'étude de la mise au point de l'outil de diagnostic est faite à **l'échelle du cycle cultural** de la vigne car c'est à cette échelle qu'il est possible d'appréhender le plus justement la gestion des produits phytosanitaires par les viticulteurs et par la suite de lui proposer des changements de pratiques viticoles.

- Actuellement, il **n'existe pas d'outil satisfaisant** à ces contraintes méthodologiques, environnementales et hydrologiques. Aucun modèle ou indicateur ne fournit un outil de diagnostic sur les risques liés à chaque substance active de produit phytosanitaire.

L'utilisation d'outils ou de méthodes à des échelles différentes (**parcelle et bassin versant**) a toujours posé plusieurs problèmes en modélisation (Bashford *et al.*, 2002), dont deux essentiels : le premier est la manière d'appréhender l'étude du comportement hydraulique de chacune des parcelles, unités élémentaires de milieu agricole, en vue de la compréhension du système global bassin versant. Le deuxième problème est, une fois le comportement hydraulique de toutes les parcelles établi, comment agréger les informations et ainsi reconstituer le ruissellement qui arrive à l'exutoire du bassin versant (Colin, 2000 ; Thebe et Pontanier, 1989).

Du fait que le **passage** de la micro-parcelle à **une échelle supérieure** complique considérablement l'intégration spatiale des processus hydrologiques et a de fortes chances de diminuer la fiabilité de l'outil de diagnostic. Et que pratiquement aucun des outils d'aide à la décision existants n'a été validé dans ces conditions (Carluer, 1998 ; Carluer *et al.*, 1996).

Il sera important ici **d'adapter** le plus justement possible l'indicateur I-Phy-parcelle aux conditions spécifiques à l'échelle du bassin versant et de **valider** l'outil ainsi mis au point.

- La démarche proposée est donc **d'utiliser un indicateur composite existant et fonctionnel** à l'échelle de la parcelle viticole, I-Phy-parcelle **et de l'adapter** à une utilisation pour effectuer un diagnostic environnemental de la qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle d'un bassin versant viticole.

C'est la méthode INDIGO® qui a été choisie pour la construction de l'outil d'aide à la décision permettant d'évaluer la qualité des eaux superficielles vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. La partie suivante décrit l'adaptation de l'indicateur effectuée de I-Phy-parcelle ainsi que les deux bassins versants qui servent à la validation de l'indicateur.

Partie 2

Utilisation de I-Phy pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface

Partie 2 : Utilisation de I-Phy pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface

Nous avons vu dans une première partie que les produits phytosanitaires causent de sérieux problèmes environnementaux vis-à-vis des eaux de surface. Pour évaluer ces risques environnementaux, nous avons choisi d'utiliser l'approche « indicateurs ». Notre choix s'est porté sur les indicateurs de la méthode INDIGO[®] et plus précisément sur l'indicateur I-Phy et son module RESU « risque pour les eaux de surface ». Notre travail consistera à travailler sur l'évaluation des risques pour les eaux de surface lors de l'application de chaque substance active d'un produit phytosanitaire.

Dans un premier chapitre, nous présentons l'outil de diagnostic environnemental I-Phy-parcelle qui permet d'évaluer les risques de transferts de produits phytosanitaires vers différents compartiments environnementaux depuis une parcelle viticole traitée. Cet indicateur a été développé pour un calcul au niveau parcellaire et pour un diagnostic global au niveau de l'exploitation agricole avec d'autres indicateurs (matière organique, couverture de sol, azote, protection climatique). Dans le cadre de ce travail, il a fallu dans un premier temps adapter l'outil à la viticulture (Thiollet, 2003) à partir d'une première version élaborée pour les grandes cultures (Van Der Werf et Zimmer, 1998). Dans un second temps, nous y avons apporté des modifications supplémentaires pour la problématique qui nous concerne, la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant. Après avoir présenté l'indicateur I-Phy-parcelle ainsi que les bassins versants viticoles qui serviront à la validation, nous insisterons sur les résultats des calculs de I-Phy-parcelle pour ces deux bassins versants. Dans cette partie, nous reprenons le mode agrégation simple par moyenne pondérée *au prorata* des surfaces des parcelles utilisé pour le calcul à l'échelle de l'exploitation. Nous montrerons les limites du passage d'un calcul à l'échelle de la parcelle par simple moyenne pondérée pour mettre en évidence la nécessité d'un mode d'agrégation spécifique à une utilisation de l'indicateur I-Phy à l'échelle du bassin versant.

Chapitre I : un outil de diagnostic viti-environnemental existant à l'échelle parcellaire, I-Phy-parcelle

1. Principes généraux de la méthode INDIGO®

La méthode INDIGO® dont fait partie l'indicateur I-Phy (Girardin *et al.*, 2000) consiste en une batterie d'indicateurs agri-environnementaux permettant l'élaboration d'un diagnostic environnemental et/ou d'un conseil agronomique pour une parcelle agricole ou les parcelles d'une exploitation agricole. Le recours à ces indicateurs se justifie lorsque les mesures de terrains ou l'utilisation d'un modèle ne sont pas possibles pour des raisons pratiques de coûts ou des limites méthodologiques à l'acquisition d'une mesure. Par exemple, pour évaluer la durabilité d'un agrosystème ou la biodiversité, l'utilisation d'indicateurs peut palier le problème d'un coût trop élevé du travail de terrain ou de l'impossibilité d'effectuer les mesures.

Dans la première partie, nous avons vu qu'il existe plusieurs types d'indicateurs. L'originalité de l'approche de la méthode INDIGO® réside dans l'intégration de modèles simples, dans certains cas qualitatifs qui prennent en compte certains mécanismes, tout en respectant les contraintes de faisabilité et notamment d'accessibilité des variables d'entrées.

1.1. Définition d'un indicateur

Plusieurs définitions des indicateurs sont disponibles (Lerond *et al.*, 2003) et en voici deux qui caractérisent les indicateurs que nous allons construire :

« Les indicateurs sont des variables [...] qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès [...] Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre une décision [...] » (Gras *et al.*, 1989).

« Ils fournissent des informations au sujet d'un système complexe en vue de faciliter sa compréhension [...] aux utilisateurs de sorte qu'ils puissent prendre des décisions appropriées qui mènent à la réalisation d'objectifs » (Mitchell *et al.*, 1995).

Ces deux définitions posent les bases de la construction de l'indicateur. Celui-ci peut résulter d'une mesure, d'une observation, d'une donnée statistique, d'un calcul, d'une sortie de modèle dans le cas d'indicateurs *simples* ou d'une agrégation de variables pour des indicateurs *composites* (Bockstaller et Girardin, 2002 ; Girardin et Bockstaller, 1997 ; Girardin *et al.*, 1999b). Deux aspects ressortent en tout cas « fournir un renseignement, une information » au sujet d'une autre grandeur ou d'un système difficile à mesurer ou décrire directement, ceci pour aider à « prendre une décision ». L'indicateur a donc une vocation d'être utilisé par des acteurs et doit donc répondre à des critères de faisabilité, de simplicité et de lisibilité.

PRATIQUES VITICOLES							
Énergie	Fertilisation		Protection anti-gel	Couverture du sol	Produits phytosanitaire		
	Azote	Matière organique					
EAU	Surface	*	*	*	*	L-Phy	
	Souterraine	*	*	*	*		
AIR	Qualité	*	*	*	*		
	Quantité			*			
SOL	Qualité chimique	*		*			
	Qualité physique	*		*			
	Qualité biologique			*			
		Faune auxiliaire			*		
Paysage			*	*			
	Ressources non renouvelables	*	*				
Qualité du raisin		*					
	Santé du viticulteur		*		*		
OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX							



1.2. Démarche d'élaboration d'un indicateur

Nous reprendrons les différentes étapes proposées par (Girardin *et al.*, 1999a) et modifiées dans (Girardin *et al.*, 2000). Ces auteurs insistent sur la nécessité de bien clarifier les choix préalables à la construction de ces outils avant de commencer la construction et le développement de l'outil. En effet, la construction de l'outil doit dépendre directement des choix de départ et des hypothèses qui en découlent. La phase de construction doit être suivie d'une phase de tests.

1.2.1. Choix des utilisateurs et des objectifs

La première étape dans la construction d'un indicateur est le choix des utilisateurs potentiels et des objectifs. L'objectif de cet indicateur est de fournir un outil de diagnostic et d'aide à la décision aux gestionnaires des ressources en eau et aux conseillers viticoles qui en seront les **utilisateurs potentiels**.

L'objectif général se décompose en des objectifs opérationnels qui reposeront sur le choix des impacts potentiels à évaluer ou objectifs environnementaux. Il faut donc définir les pratiques viticoles et les compartiments environnementaux qui sont susceptibles d'être modifiés par ces pratiques viticoles. (Girardin *et al.*, 2000) proposent d'utiliser une matrice agri-environnementale qui permet de rendre transparents les choix effectués, choix qui peuvent se faire à partir de discussions avec différents acteurs et experts impliqués dans la démarche d'évaluation. Une première matrice agri-environnementale avait été mise au point en grandes cultures. Pour chaque système de culture étudié par la suite, il est nécessaire d'adapter cette matrice aux spécificités du système étudié et de ses impacts sur les compartiments de l'environnement.

La matrice agri-environnementale se présente sous forme d'un tableau à double entrée croisant les différents compartiments de l'environnement avec les pratiques viticoles susceptibles d'être mises en œuvre par le viticulteur sur une parcelle de vigne (**Figure 2-1**).

Les pratiques viticoles illustrées en colonnes, regroupent principalement la gestion des intrants (énergie, techniques anti-gel, azote et produits phytosanitaires) et la gestion de l'espace et des stocks (matière organique et couverture du sol). L'environnement est décomposé en plusieurs compartiments : l'eau, l'air et le sol, les ressources non renouvelables (les matières fossiles, les matières premières) et les ressources biotiques (la faune auxiliaire) et enfin le paysage.

Chaque intersection entre une pratique viticole et un compartiment de l'environnement est appelée « module d'évaluation » et correspond à l'impact environnemental potentiel d'une pratique viticole sur un compartiment de l'environnement. Lorsque la pratique viticole ne présente aucun impact significatif sur l'environnement, la case d'intersection reste vide. A l'inverse, s'il a été montré que la pratique viticole peut causer un problème environnemental, alors l'impact environnemental est notifié dans la matrice.

Deux sortes d'indicateurs peuvent être élaborées à partir de la matrice viti-environnementale :

- Un indicateur viti-environnemental qui évalue l'impact d'une pratique viticole sur l'ensemble des compartiments de l'environnement ; il représente une colonne entière de la matrice (par exemple l'indicateur I-Phy correspondant à l'impact des pesticides sur l'ensemble des composantes de l'environnement).

- Un indicateur d'impact environnemental qui évalue l'impact de toutes les pratiques viticoles sur un seul compartiment de l'environnement ; il représente une ligne entière de la matrice (par exemple l'indicateur « qualité des eaux de surface » (Girardin *et al.*, 2000)).

La matrice viti-environnementale nous permet d'acquérir une vision globale des pratiques viticoles susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement.

1.2.2. Construction de l'indicateur

La première étape dans la construction d'un indicateur est la définition des hypothèses et éléments de base à toute construction : échelles de travail, structure de générale, hypothèse qui guident ensuite l'élaboration du mode de calcul. Les choix qui sont fait à ce niveau découlent des décisions prises dans la première étape concernant les objectifs et les utilisateurs de l'indicateur.

Les utilisateurs potentiels de cet indicateur sont les gestionnaires des ressources en eau et les conseillers viticoles. Par conséquent, il est nécessaire de construire un outil de diagnostic qui soit utilisable, et simple à comprendre.

Un des principes qui guide l'élaboration des indicateurs de la méthode INDIGO[®] est que les données nécessaires à leur calcul soient fournies par l'agriculteur. Aucune mesure de terrain supplémentaire n'est requise. Ces données servent à renseigner les variables qui composent l'indicateur. Par ailleurs, l'indicateur se présente sous la forme d'une valeur comprise entre 0 (risque environnemental maximal) et 10 (risque environnemental nul) pour en faciliter la lisibilité.

Pour ce qui est des échelles spatiales, I-Phy comme tous les indicateurs de la méthode INDIGO[®] se calcule à la parcelle et est pondéré *au prorata* des surfaces des parcelles pour obtenir une moyenne au niveau de l'exploitation agricole ou viticole.

La seconde étape est la construction proprement dite de l'indicateur, phase qui est détaillée dans la suite du chapitre 1 de la partie 2.

1.2.3. Choix d'une référence

Tout indicateur correspond à une variable positionnée par rapport à une référence ou un seuil. Cette référence peut être une norme ou un seuil ou une valeur fixée scientifiquement ou être issu d'un compromis entre experts. Le seuil pour les indicateurs élaborés selon la méthode INDIGO[®] est la valeur 7: ceci correspond à des pratiques viticoles acceptables du point de vue de l'environnement et en accord avec les recommandations de la Production intégrée (Anonyme, 1993-2001 ; Sentenac, 2000). Pour protéger la qualité des eaux superficielles en viticulture, il s'agit de réduire les risques de pollutions ponctuelles (accident de cuve de pulvérisateur, rinçage de cuve de pulvérisateur) et de pollutions diffuses (ruissellement et dérive des produits phytosanitaires appliqués sur les vignes). Les eaux souterraines sont aussi susceptibles d'être polluées par les pratiques viticoles : limiter le lessivage des substances actives mobiles des produits phytosanitaires en réduisant les doses de produits phytosanitaires appliqués sur les parcelles et en évitant d'appliquer les produits phytosanitaires en période

pluvieuse permet de limiter les risques de détérioration de ce compartiment de l'environnement. Si l'indicateur I-Phy était quantitatif, une référence d'un niveau d'atteinte acceptable pourrait être la norme européenne des 0,1 µg/L. Comme I-Phy est qualitatif, la référence de 7 a été définie à dire d'expert (Bockstaller et Girardin, 2000).

1.2.4. Test de sensibilité

Les **tests de sensibilité** ont plusieurs objectifs :

- ils permettent de vérifier la capacité de l'indicateur à différencier des situations qui le sont dans la réalité.
- dans le cas d'indicateur composite composé donc de plusieurs variables d'entrées, plusieurs modules, ils permettent de vérifier la capacité d'estimer le poids respectif des variables composant l'indicateur. Le test est réalisé en faisant varier une variable et en observant l'impact de ces variations sur la valeur finale de l'indicateur. Il est possible de faire des tests de sensibilité pour tous les niveaux d'agrégation d'un indicateur. Cette phase est indispensable pour connaître le comportement de l'indicateur et fournira des informations sur le niveau de précision requis pour chacune des variables qui composent l'indicateur. Dans certains cas, il peut conduire à supprimer une variable qui aurait un très faible poids à moins de la conserver pour des raisons pédagogiques (Pervanchon et Blouet, 2002).

1.2.5. Validations de l'indicateur

La validation de l'outil de diagnostic sert principalement à obtenir un outil fondé scientifiquement tout en fournissant une information concise et simple qui reflète la réalité de terrain.

La prise en compte du risque de pollution des eaux superficielles par les produits phytosanitaires nécessite que les valeurs de l'indicateur reflètent la réalité, pour cela elle sont comparées à des mesures de terrain (des concentrations de substances actives à l'exutoire) ou à des sorties de modèles ou encore à des analyses d'experts. Ceci correspond à une validation des sorties *via* un **test de vraisemblance** (Bockstaller et Girardin, 2003). Il est aisé d'admettre que lorsqu'il y a une forte concentration de diuron à l'exutoire d'un bassin versant, il y a un fort risque pour qu'il y ait eu auparavant un ruissellement sur les parcelles où cette molécule a été appliquée. Dans ce cas, la valeur de I-Phy-BV devrait exprimer ce risque.

Enfin, la *validation d'usage* permet d'apprécier si l'objectif est atteint c'est à dire si l'indicateur est utilisé et s'il permet à l'utilisateur de prendre des décisions. Généralement cette validation d'usage se fait par des enquêtes auprès d'utilisateurs de l'indicateur.

2. Adaptation de l'indicateur I-Phy-parcelle pour la construction de l'indicateur I-Phy-BV

Pour la construction de I-Phy-BV, il est d'abord nécessaire de définir les variables qui caractérisent la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires et ensuite d'agréger ces variables pour obtenir un risque environnemental global.

L'indicateur I-Phy-parcelle comporte d'autres modules que le module « risque pour les eaux de surface » (**Figure 2-2**) que nous ne développerons pas dans ce travail de thèse.

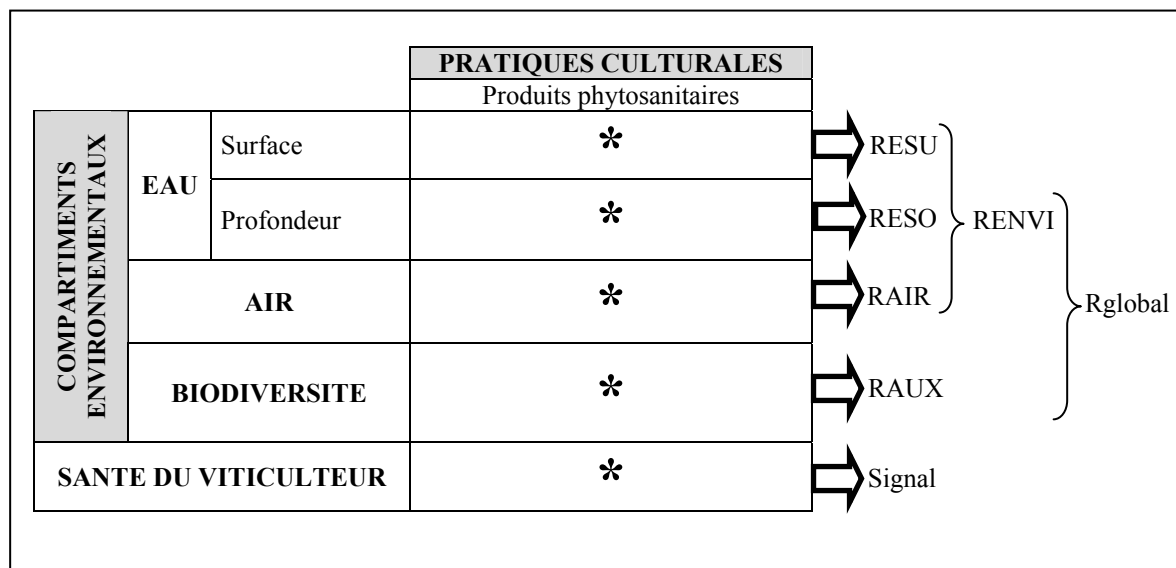


Figure 2-2 : Structure de l'indicateur I-Phy dans sa version pour la viticulture. RESU : risque pour les eaux de surface ; RESO : risque pour les eaux souterraines ; RAIR : risque pour l'air. Ces trois risques sont agrégés pour donner un risque environnement (ENVI) qui agrégé avec RAUX, risque pour les organismes auxiliaires, pour donner un risque global. A ceci s'ajoute une information sur la toxicité pour l'utilisateur via un signal indiquant la toxicité humaine selon le classement de l'ACTA (Cluzeau *et al.*, 1999).

I-Phy-parcelle reprend le mode de construction de l'indicateur I-Phy-parcelle-GC (Van Der Werf, 1996 ; Van Der Werf et Zimmer, 1998) qui ne comporte pas le module auxiliaire. Nous présentons le mode de construction de cet indicateur tel que nous allons l'utiliser pour l'adaptation à l'échelle du bassin versant. En effet, certaines parties de I-Phy-parcelle sont conservées tandis que d'autres nécessitent des adaptations lors du passage à l'échelle du bassin versant.

Nous gardons toutes les variables du module « risque pour la qualité des eaux de surface » (RESU) de I-Phy-parcelle-GC (Van Der Werf et Zimmer, 1998) sauf la variable Aquatox⁶ qui n'est pas une variable de risque d'exposition mais qui est une variable de toxicité. Or les problèmes de qualité des eaux sont traités par les questionnaires de l'eau par rapport à la norme européenne des 0,1 µg/L qui est quasiment valable pour toutes les substances actives et ne tient pas compte de la toxicité des produits pour les différents organismes vivants.

Le module RESU est composé de quatre variables : le potentiel de ruissellement, le potentiel de dérive au sol, la position d'application du produit phytosanitaire et enfin la variable DT50 caractérisant la demi-vie de la molécule phytosanitaire, que nous présentons maintenant.

⁶ Aquatox : risque de toxicité pour les organismes aquatiques qui est la toxicité maximale entre la toxicité vis-à-vis des algues, celle vis-à-vis des poissons et celle vis-à-vis des daphnies.

2.1. Variable « Potentiel de ruissellement de la parcelle »

Nous utilisons le mode de construction de la variable « risque de ruissellement » décrite pour l'indicateur I-Phy-GC⁷ (Van Der Werf et Zimmer, 1998). En effet, cette variable prend en compte la texture du sol et la topographie de la parcelle qui sont des caractéristiques communes aux parcelles plantées en grandes cultures et en vigne. Cette variable est notée entre 0 (risque minimal de ruissellement) et 1 (risque maximal de ruissellement).

Les détails du mode de construction de cette variable sont décrits dans les **tableaux 2-1 et 2-2**.

Tableau 2-1 : Construction de la variable « potentiel de ruissellement » en fonction de la pente et de la texture du sol de la parcelle définie d'après les classes de texture du triangle du GEPPA (Baize, 1988 ; Bockstaller et Girardin, 2000) en l'absence de travail du sol.

Pente	Sableux ^a	Limoneux Battance		Argileux ^b Hydromorphie	
		Non	Oui	Non	Oui
< 1 %	0	0	0	0	0
1-5 %	0,3	0,5	0,75	0,5	0,75
5-15 %	0,6	0,75	1	0,75	1
> 15 %	1	1	1	1	1

^a = les classes « sableux » et « sablo-argileux »

^b = les classes « argile lourde », « argileux », « argilo-limoneux » et « argilo-sableux »

Tableau 2-2 : Règles de décisions pour la pondération de la variable « potentiel de ruissellement » en fonction de la nature de l'entretien du sol de l'inter-rang de la parcelle de vigne (Koller, 2001).

Entretien du couvert inter-rang	Conclusion de la règle de décision
travail du sol profond tous les rangs	[Potentiel de ruissellement]*0,5
travail du sol profond 1 rang sur 2	[Potentiel de ruissellement]*0,75
travail du sol superficiel tous les rangs	[Potentiel de ruissellement]*0,75
travail du sol superficiel 1 rang sur 2	[Potentiel de ruissellement]*0,875

Les valeurs retenues pour la correction du calcul du potentiel de ruissellement référencées dans le **tableau 2-2** sont des valeurs définies par défaut. Si un tour de plaine des parcelles est envisageable et réalisable, il est possible d'effectuer un diagnostic environnemental de type CORPEN et d'utiliser ces résultats après les avoir transcrits sur l'échelle entre 0 (risque minimal de ruissellement sur la parcelle) et 1 (risque maximal de ruissellement sur la parcelle).

Les conséquences du travail du sol sont différentes sur les parcelles de vigne et sur les parcelles de grandes cultures. En effet, l'absence de travail du sol sur une parcelle de vigne favorise le tassement du sol de part le grand nombre de passages d'engins viticoles (entre 14

⁷ I-Phy spécifique au système de production des grandes cultures.

et 30 passages par an contre un intervalle de 3 à 10 pour les grandes cultures), ce qui favorise le ruissellement. Un travail du sol en profondeur de la parcelle viticole permet d'augmenter l'infiltration (Louchard *et al.*, 2001) tandis qu'en grandes cultures, la réduction du travail du sol est plutôt favorable à la diminution du ruissellement (Barriuso *et al.*, 1991).

2.2. Variable Position d'application

Cette variable traite de la façon dont le produit phytosanitaire est appliqué sur la parcelle, elle est nommée « Position d'application » et elle est calculée de façon spécifique pour chacun des trois modules RESU, RESO et RAIR. Nous ne présentons ici que son mode de calcul pour le module RESU (**Tableau 2-3**). Une application de produit phytosanitaire sur une parcelle de vigne est définie comme étant tout passage sur la parcelle pour effectuer un traitement phytosanitaire. Ceci englobe les applications de fongicides et d'insecticide mais aussi toutes les applications d'herbicides entre ou sous les rangs de vigne.

Le lieu de l'application du produit phytosanitaire joue un rôle significatif sur les risques de ruissellement les substances actives contenues dans les produits phytosanitaires (Leonard *et al.*, 1979). En effet, l'application de produit phytosanitaire sur la surface du sol est défavorable à la qualité des eaux de surface car il est alors possible de trouver une forte corrélation entre les concentrations en substances actives dans l'eau de ruissellement et dans les 10 premiers mm du sol tandis que l'application de produit phytosanitaire dans le sol par injection ou par une incorporation suite au traitement est favorable (Leonard, 1990). La répartition du produit phytosanitaire entre les végétaux et la surface du sol dépend de la couverture du sol par les végétaux. Une forte couverture du sol par la vigne et par une couverture herbeuse sur l'inter-rang permet de réduire la quantité de produit phytosanitaire qui atteint le sol et donc de réduire le risque de ruissellement.

La variable Position d'application est fonction du pourcentage de couverture du sol de la parcelle au moment de l'application du produit phytosanitaire. Plus le sol est couvert par la végétation, plus la variable Position d'application prend une valeur proche de 1.

Tableau 2-3 : Mode de calcul de la variable Position d'application (elle prend une valeur comprise entre 0 et 1) prise en compte dans le module RESU de l'indicateur I-Phy-parcelle.

Position d'application	Mode de calcul de la variable Position d'application
Traitement sur la vigne	Position d'application = $\text{Couvsol}_{\text{total}}$ (en %)
Traitement sur le sol	Position d'application = $\text{Couvsol}_{\text{partielle}}$ (en %)
Traitement dans le sol (incorporation, injection)	Position d'application = 1

2.2.1. Mode de calcul de la couverture du sol

La couverture du sol par les plantes est un des facteurs principaux de la limitation de l'érosion et du ruissellement en agriculture (Battany et Grismer, 2000 ; Zuzel et Pikul, 1993). De nombreux auteurs ont montré que la présence d'une couverture herbeuse permettait de limiter le départ des produits phytosanitaires vers les eaux de surface par ruissellement

(Battany et Grismer, 2000 ; Bibard *et al.*, 2001 ; Blanchard et Lerch, 2000 ; Carsouille, 1995 ; Dunne *et al.*, 1991 ; Huber *et al.*, 2000 ; Karvonen *et al.*, 1999 ; Lecomte, 1999 ; Mousavi et Raisian, 1999). Le taux de couverture du sol est donc indispensable à prendre en compte lors de l'évaluation du risque de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires.

Le calcul de la couverture du sol existe dans la version de I-Phy-parcelle-GC mais il est uniquement fonction de la nature de la culture présente au cours de l'année étudiée sur la parcelle agricole. Ce calcul ne suffit pas à caractériser la couverture du sol des parcelles viticoles. La vigne est une culture pérenne qui est généralement mise en place pour une durée de plus de 20 ans. Les pieds de vigne sont plantés sur la parcelle selon des rangs parallèles séparés par des espaces appelés inter-rangs. Les inter-rangs sont des zones de la parcelle qui servent au passage des engins et des viticulteurs (engins de travail du sol, de traitement de travaux en vert de la vigne, vendange par exemple). Ces inter-rangs peuvent être entretenus de différentes façons : le viticulteur peut choisir de mettre en place de façon partielle ou totale une couverture herbeuse sur les inter-rangs. La couverture du sol totale de la parcelle s'en verra dépendante, c'est pourquoi, nous avons adapté le calcul de la couverture du sol de la parcelle viticole (Thiollet et Girardin, 2002).

Pour obtenir le pourcentage de couverture du sol par la végétation au cours de l'année sur une parcelle, deux composantes sont prises en compte : **les rangs de vigne** et **les inter-rangs**.

Pour une date donnée (la date d'application du produit phytosanitaire), la couverture de chacune de ces deux zones est calculée, puis les pourcentages de couverture sont sommés *au prorata* des surfaces comme le présente la formule suivante :

$$\text{Couv-sol}_{\text{totale}} = \%rang * \text{Couv-sol}_{\text{rang}} + \%inter-rang * \text{Couv-sol}_{\text{inter-rang}} \quad (2-1)$$

$$\text{Couv-sol}_{\text{partielle}} = \%inter-rang * \text{Couv-sol}_{\text{inter-rang}} \quad (2-2)$$

Avec :

$\%rang$: pourcentage de la surface de la parcelle occupé par les rangs de vignes (= 100 - $\%inter-rang$),

$\%inter-rang$: pourcentage de la surface de la parcelle non occupé par la vigne,

$\text{Couv-sol}_{\text{rang}}$: couverture du sol sur les rangs (nous ne considérons que le feuillage de la vigne) (voir **tableau 2-4**),

$\text{Couv-sol}_{\text{inter-rang}}$: couverture du sol des inter-rangs (voir **tableau 2-5**).

Tableau 2-4 : Pourcentage de couverture du sol par la vigne sur le rang, $Couv-sol_{rgi}$ en fonction du stade de développement de la plante (d'après Huglin et Schneider, 1998 ; Persival *et al.*, 1994 ; Reynier, 2001 ; Schneider, com. Pers., 2000).

Mois	Décade	$Couv-sol_{rang}$
Janvier	1	0
Janvier	2	0
Janvier	3	0
Février	4	0
Février	5	0
Février	6	0
Mars	7	0
Mars	8	0
Mars	9	0
Avril	10	0
Avril	11	0
Avril	12	0
Mai	13	0
Mai	14	5
Mai	15	10
Juin	16	80
Juin	17	83
Juin	18	85
Juillet	19	85
Juillet	20	85
Juillet	21	85
Août	22	85
Août	23	85
Août	24	85
Septembre	25	85
Septembre	26	85
Septembre	27	85
Octobre	28	85
Octobre	29	85
Octobre	30	85
Novembre	31	70
Novembre	32	0
Novembre	33	0
Décembre	34	0
Décembre	35	0
Décembre	36	0

Tableau 2-5 : Couverture du sol des inter-rangs, Couv-sol_{inter-rang}

- (a) Cette colonne est aussi valable pour les semis de fétuque rouge ou de fétuque élevée.
 (b) Le pourcentage de couverture du sol des Légumineuses est basé sur les couvertures du sol du pois et du trèfle rampant (Spring, 1997 ; Huber, 2000).
 (c) Mélange de Graminées et de Légumineuses ou de Graminées seules semées avant l'hiver.
 (d) Mélange de Graminées et de Légumineuses ou de Graminées seules semées au printemps.
 (e) La couverture du sol par mulch peut être effectuée à l'aide de pailles de céréales ou d'écorces de résineux.
 (f) La couverture du sol par les sarments est la même, qu'ils soient broyés, enfouis ou laissés sur place.

Mois	N° de Décade	Seigle hiver (a)	Orge hiver	Légumineuse (b)	Trèfle souterrain	Mélange Hiver (c)
Janvier	1	5%	10%	0%	0%	15%
Janvier	2	5%	10%	0%	0%	15%
Janvier	3	5%	10%	0%	0%	15%
Février	4	5%	10%	0%	0%	15%
Février	5	5%	10%	0%	0%	15%
Février	6	5%	10%	0%	0%	15%
Mars	7	5%	10%	0%	0%	15%
Mars	8	5%	10%	0%	0%	15%
Mars	9	13%	30%	0%	0%	30%
Avril	10	20%	50%	0%	0%	50%
Avril	11	30%	55%	0%	0%	70%
Avril	12	40%	65%	3%	3%	80%
Mai	13	50%	75%	5%	5%	80%
Mai	14	55%	80%	20%	20%	80%
Mai	15	60%	80%	35%	35%	80%
Juin	16	80%	90%	50%	50%	80%
Juin	17	80%	90%	60%	60%	80%
Juin	18	80%	90%	65%	65%	80%
Juillet	19	80%	90%	75%	10%	80%
Juillet	20	80%	90%	77%	10%	80%
Juillet	21	80%	90%	80%	10%	80%
Août	22	80%	90%	80%	10%	80%
Août	23	80%	90%	80%	15%	80%
Août	24	80%	90%	80%	15%	80%
Septembre	25	80%	90%	80%	15%	80%
Septembre	26	80%	90%	80%	15%	80%
Septembre	27	80%	90%	0%	15%	80%
Octobre	28	80%	90%	0%	15%	80%
Octobre	29	80%	10%	0%	15%	10%
Octobre	30	5%	10%	0%	15%	15%
Novembre	31	5%	10%	0%	15%	15%
Novembre	32	5%	10%	0%	15%	15%
Novembre	33	5%	10%	0%	15%	15%
Décembre	34	5%	10%	0%	15%	15%
Décembre	35	5%	10%	0%	15%	15%
Décembre	36	5%	10%	0%	15%	15%

Tableau 2-5 : Couverture du sol des inter-rangs, Couv-sol_{inter-rang} (suite).

Mois	N° de Décade	Mélange Printemps (d)	ENM fort	ENM faible	Mulch (e)	Sarments (f)
Janvier	1	0%	15%	12%	2%	0%
Janvier	2	0%	15%	12%	2%	0%
Janvier	3	0%	15%	12%	2%	0%
Février	4	0%	15%	12%	2%	0%
Février	5	0%	15%	12%	2%	0%
Février	6	0%	15%	12%	2%	0%
Mars	7	0%	15%	12%	2%	0%
Mars	8	0%	15%	12%	2%	0%
Mars	9	0%	30%	24%	3%	0%
Avril	10	0%	50%	40%	5%	0%
Avril	11	0%	70%	56%	7%	0%
Avril	12	3%	80%	64%	8%	0%
Mai	13	5%	80%	64%	8%	0%
Mai	14	20%	80%	64%	8%	0%
Mai	15	35%	80%	64%	8%	0%
Juin	16	50%	80%	64%	8%	0%
Juin	17	60%	80%	64%	8%	0%
Juin	18	65%	80%	64%	8%	0%
Juillet	19	75%	80%	64%	8%	0%
Juillet	20	77%	80%	64%	8%	0%
Juillet	21	80%	80%	64%	8%	0%
Août	22	80%	80%	64%	8%	0%
Août	23	80%	80%	64%	8%	0%
Août	24	80%	80%	64%	8%	0%
Septembre	25	80%	80%	64%	8%	0%
Septembre	26	80%	80%	64%	8%	0%
Septembre	27	75%	80%	64%	8%	0%
Octobre	28	70%	80%	64%	8%	0%
Octobre	29	65%	10%	8%	1%	0%
Octobre	30	60%	15%	12%	2%	0%
Novembre	31	50%	15%	12%	2%	0%
Novembre	32	50%	15%	12%	2%	0%
Novembre	33	50%	15%	12%	2%	0%
Décembre	34	50%	15%	12%	2%	0%
Décembre	35	50%	15%	12%	2%	0%
Décembre	36	50%	15%	12%	2%	0%

2.2.2. Calcul de la proportion des rangs et des inter-rangs

Pour cela, nous avons besoin de connaître l'écartement entre les rangs (**Erang**) et la largeur du cavaillon qui est égale à 0,3 m en moyenne.

Les formules qui servent à calculer la proportion de la surface couverte par les rangs et la proportion de la surface couverte par les inter-rangs sont présentées ci-dessous :

$$\%rang = 0,3/Erang \quad (2-3)$$

$$\%inter-rang = 1-0,3/Erang$$

(2-4)

Avec :

%rang : pourcentage de la surface de la parcelle occupée par les rangs de vignes,

%inter-rang : pourcentage de la surface de la parcelle non occupée par la vigne,

Erang : écartement entre les rangs de vigne (en mètre).

2.2.3. Détermination de la couverture du sol par la vigne et les espèces d'enherbement

D'après C. Schneider (Communication personnelle, 2000) de l'INRA de Colmar, l'indice foliaire de la vigne est de 0 avant débourrement, 50% à la floraison et de 100% environ 5 semaines après la floraison. Cet indice est lié à la croissance des rameaux et des feuilles (donc à la couverture foliaire).

Pour caractériser l'évolution du pourcentage de **couverture du sol sous le rang** il est préférable de ne considérer que la couverture par le feuillage de la vigne car c'est à ce niveau là que sera pulvérisé le produit phytosanitaire. En effet, l'enherbement éventuel du cavaillon n'est pas pris en compte dans le calcul car cette pratique est rarement effectuée. Le feuillage de la vigne est considéré en tant qu'écran potentiel entre l'impact des gouttes de pluie et le sol. Plus il est développé, moins la pluie aura d'impact néfaste sur les pertes de terre de la parcelle. Les pourcentages de couverture du sol par la vigne sont établis à partir des ouvrages généraux décrivant la physiologie de la vigne (Huglin et Schneider, 1998 ; Persival *et al.*, 1994 ; Reynier, 2001) et des informations fournies par C. Schneider (**Tableau 2-4**).

Les travaux en vert⁸ effectués sur les rangs de vigne sont pris en compte dans le calcul du pourcentage de couverture du rang de vigne. Ce dernier est corrigé : la quantité de végétation diminue donc le pourcentage de couverture du rang de vigne diminue. Lorsqu'un rognage ou un écimage est effectué sur les rangs de vigne, la couverture du rang de vigne est diminuée de 10 %.

Nous avons fait un inventaire des **différents entretiens du sol possible sur l'inter-rang**, en fonction de la protection qu'ils assurent au sol vis-à-vis des traitements phytosanitaires. Nous avons utilisé les résultats de (Huber *et al.*, 2000 ; Spring, 1997) pour construire les courbes de croissance des espèces végétales susceptibles de recouvrir les inter-rangs de vigne (**Tableau 2-5**). Lorsque les inter-rangs sont recouverts d'un mélange d'espèces, nous avons pris en compte principalement l'espèce qui se développe la première ainsi que l'espèce la plus couvrante (Burkert, 1982 ; Condei *et al.*, 1991 ; Gaffney et Van Den Griten, 1991 ; Huber *et al.*, 2000).

Comme pour les rangs de vigne, l'entretien de la couverture du sol des inter-rangs est pris en compte. La tonte de l'herbe induit une couverture du sol multipliée par 0,3, le désherbage chimique des inter-rangs induit une couverture du sol multipliée par 0,8 et enfin,

⁸ Les travaux en vert servent à contrôler la croissance végétative de la vigne. Ils sont effectués en cours de végétation en complément de la taille d'hiver et assurent un meilleur équilibre entre la partie végétative et les organes de reproduction (les inflorescences et ensuite les grappes). Les travaux en verts sont l'écimage (premier rognage), le rognage (suppression de l'extrémité des rameaux en croissance), l'ébourgeonnage (suppressions des bourgeons), l'épamprage (suppression des gourmands ou pampres issus du porte-greffe ou du tronc), l'effeuillage (suppression des feuilles autour de la zone des grappes) Reynier, A. (1989). "Manuel de viticulture" 5^e édition/Ed. Tec et Doc, Paris. 1. 406 p.

le travail du sol sur l'inter-rang induit une réduction du pourcentage de la couverture du sol des inter-rangs de 10 %.

2.3. Variable « Potentiel de dérive au sol »

Lorsque le viticulteur fait la pulvérisation d'un produit phytosanitaire sur une parcelle, ce dernier se retrouve essentiellement sur la vigne et une partie n'atteint pas sa cible et se retrouve **sur le sol** (Vernet, 1998, 2000). Par ailleurs, toute la quantité de produit phytosanitaire déposée sur la vigne ne va pas avoir le temps d'agir. En effet, une partie peut **ruisseler le long des feuilles**, des rameaux et du tronc et se retrouver sur le sol. Un troisième phénomène s'ajoute aux deux cités précédemment : la **dérive aérienne puis le dépôt** de produits phytosanitaires plus loin sur la parcelle ou sur une autre parcelle, parfois à grande distance (Mac Fadden-Smith *et al.*, 1993 ; Reus *et al.*, 1999). A partir de ces trois sources, les produits phytosanitaires peuvent être entraînés jusqu'à un cours d'eau (rivière, ruisseau, fossé) ou un point d'eau (mare, étang) (Goss, 1992 ; Huber *et al.*, 2000 ; Koller, 2001 ; Louchard *et al.*, 2001). Le « potentiel de dérive au sol » est une variable qui prend en compte les paramètres de la parcelle qui favorisent la dérive des produits phytosanitaires mais aussi les conditions d'application du produit phytosanitaire via la nature du pulvérisateur utilisé (le type de buses, leur orientation et la pression du produit pulvérisé par exemple). Peu ou pas d'expérimentations prenant en compte ce dernier paramètre ont été menées, nous ne pouvons donc actuellement pas l'intégrer dans la variable « potentiel de dérive au sol ».

Une estimation de la dérive au sol en pourcentage de la dose de produit phytosanitaire appliquée pour une parcelle de vigne a été établie à partir des articles de (Göhlich *et al.*, 1996 ; Reus *et al.*, 1999 ; Southcombe *et al.*, 1997) (**Tableau 2-6**). Ces données sont utilisées par la plupart des organismes officiels pour évaluer les risques de dérive des produits phytosanitaires par rapport à un point d'eau. C'est à partir de ce tableau que nous avons construit la variable « Potentiel de dérive » présentée à l'aide du **Tableau 2-7**. La variable est composée de 5 classes qui sont fonction de la distance de la parcelle au point d'eau le plus proche. La variable est représentée par un coefficient compris entre 0 et 1 et la valeur 1 représente le risque maximal de contamination du point d'eau.

Tableau 2-6 : Tableau de dérive aérienne mesurées sur une parcelle de vigne après un traitement phytosanitaire (d'après Ganzelmeyer dans (Reus *et al.*, 1999)).

Distance de la parcelle au point d'eau	Quantité de produit phytosanitaire retrouvé au point d'eau (en % de la dose appliquée)
1 m	20-23,2 %
2 m	8-12 %
3 m	4,9-7,5 %
4 m	2,6-5,8 %
5 m	1,6-5,2 %
7,5 m	1-2,6 %
10 m	0,4-1,7 %
15 m	0,2-0,8 %
20 m	0,1-0,4 %

Tableau 2-7 : Valeurs de la variable « Potentiel de transfert sur le sol » en fonction de la distance de la parcelle à un point d'eau d'après Ganzelmeyer dans (Reus *et al.*, 1999) et (Van Der Werf et Zimmer, 1998).

Distance de la parcelle traitée à un point d'eau le plus proche (ruisseau, fossé, plan d'eau)	Potentiel de dérive
> 30 mètres	0
20 à 30 mètres	0,2
15 à 20 mètres	0,35
10 à 15 mètres	0,75
< 10 mètres	1

2.4. Variable DT50

La persistance influe sur le risque de ruissellement. Les substances actives les plus persistantes restent plus longtemps en surface du sol et sont plus susceptibles d'être entraînées par ruissellement (Leonard, 1990).

La persistance de la substance active dans l'eau de surface est actuellement prise en compte à l'aide de la DT50⁹. Les valeurs des DT50 des substances actives homologuées en viticulture sont prioritairement prises dans la base Agritox (INRA, 2004) et dans les valeurs du Comité de liaison (Aurousseau *et al.*, 1998) car ce sont les bases de données les plus proches des conditions parcellaires françaises. Ces valeurs sont amendées ou complétées avec des valeurs issues de bases des données anglaises (Tomlin, 1997, 2000, 2003), néerlandaise (Linders *et al.*, 1994) et américaine (USDA, 2004). Bockstaller et Girardin (2002) précisent les règles de décision qui ont conduit au choix des valeurs des paramètres physico-chimiques des substances actives des produits phytosanitaires. Ils ont été obligés d'effectuer cette sélection avec un grand soin, parmi une gamme souvent importante de variations. Pour la DT50, les problèmes de valeurs au champ et au laboratoire ont été pris en compte. Les valeurs au champ ont été privilégiées sauf si pour la substance active, il existe des problèmes de dissipation (par lessivage ou par volatilisation) pouvant réduire la valeur de la DT50 et entraîner des confusions avec la dégradation qu'est censée exprimer la DT50.

Une fois que nous disposons d'un intervalle ou d'une valeur pour la DT50 des substances actives, nous construisons la variable DT50. la variable comporte trois classes : en dessous d'1 jour de DT50 la substance active est Favorable, au-delà de 30 jours, elle est Défavorable et entre les deux il y a une classe floue (Van Der Werf et Zimmer, 1998).

2.5. Agrégation des variables du module RESU

Les variables composant le module RESU sont agrégées à l'aide d'un arbre de décisions (ADD) associé à de la logique floue (Bouchon-Menier, 1995) (**Figure 2-3**). Toutes les variables utilisées dans ce travail de thèse sont les mêmes que pour l'indicateur I-Phy-parcelle-GC sauf la variable Aquatox (Van Der Werf et Zimmer, 1998). Il est à remarquer que le « potentiel de ruissellement » et « potentiel de dérive » sont celles qui ont le plus de poids. Ce sont bien les conditions de milieu qui jouent le rôle principal et ensuite la molécule, dans

⁹ Demi-vie de la substance active : temps pour lequel la moitié de la quantité de la substance active appliquée disparaît.

les transferts de surface. Cette hypothèse est conforme aux résultats et observations et est à la base de la démarche CORPEN (Real, 2004).

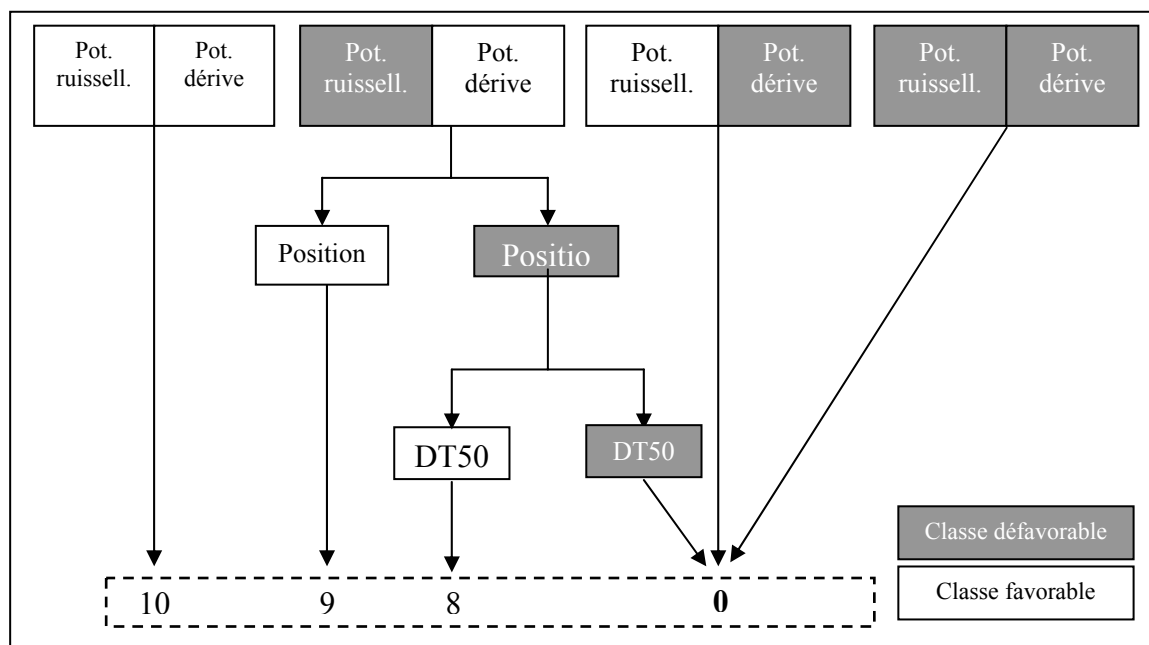


Figure 2-3 : Règles de décisions pour l'agrégation des variables du module RESU (module « risque pour les eaux de surface »).

2.5.1. Arbre de décisions

Nous présentons ici le détail de ce mode d'agrégation à l'aide d'un exemple constitué de deux variables, la position d'application et la DT50.

Un **arbre de décisions** est la représentation schématique d'un raisonnement mathématique fondé sur un ensemble de règles de décisions constituées de prémisses (**SI ...**) reliées entre elles par **ET**, suivies d'une conclusion (**ALORS ...**). Cette conclusion est traduite pour l'indicateur I-Phy par une valeur comprise entre 0 (impact défavorable de la variable) et 1 (impact favorable de la variable).

Cette méthode d'agrégation présente l'intérêt de permettre l'agrégation de variables totalement différentes (par exemple des variables exprimées dans des unités différentes, des variables qualitatives) ou de modules ne traitant pas du même objet (par exemple le module « qualité des eaux de surface » et le module « qualité de l'air »).

Nous présentons un exemple concret d'arbre de décision composé de deux variables (la position d'application et la DT50) qui servent à déterminer le risque de présence de la substance active dans le module « risque pour les eaux de surface » (**Tableau 2-8**).

Tableau 2-8 : Exemple d'un système expert composé de deux des variables du module RESU, Position d'application et DT50.

Prémisses	Prémisses	Conclusions
SI Position est Favorable	ET DT50 est Favorable	ALORS RESU = 9
SI Position est Favorable	ET DT50 est Défavorable	ALORS RESU = 9
SI Position est Défavorable	ET DT50 est Favorable	ALORS RESU = 8
SI Position est Défavorable	ET DT50 est Défavorable	ALORS RESU = 0

Les **conclusions** sont définies pour chaque arbre de décision en fonction de données bibliographiques ou sur la base d'avis d'experts.

Chaque variable de l'arbre de décision est définie à l'aide d'une classe **Favorable** et d'une classe **Défavorable** en fonction de l'importance de son impact environnemental.

Les classes **Favorable** et **Défavorable** définies pour chaque variable ne sont pas suffisantes pour le calcul de l'indicateur I-Phy. En effet, lorsque des variables prennent des valeurs proches de la limite des classes (par exemple 4,9 ou 5,1 pour une limite de classe égale à 5, le résultat de la conclusion est très différent).

2.5.2. Logique floue

C'est pour corriger cet effet de seuil que nous associons à l'arbre de décisions une classe intermédiaire, dite **classe floue**, classe de transition progressive entre la classe Favorable et la classe Défavorable. Cette **classe floue** est basée sur le concept de vérité partielle, permettant l'existence de valeurs comprises entre « complètement vrai » (Favorable) et « complètement faux » (Défavorable). Cette approche mathématique trouve un nombre croissant d'application dans le domaine de l'environnement (Silvert, 2000). Cet outil mathématique a été utilisé dans la méthode INDIGO[®] pour la construction de l'indicateur I-Phy-GC et est conservé pour I-Phy-parcelle et pour I-Phy-BV (Van Der Werf et Zimmer, 1998). Un exemple de calcul d'un indicateur composé de 2 variables est présenté à l'aide de l'**annexe 2-1**.

L'indicateur I-Phy-parcelle telle qu'il est disponible actuellement pour l'évaluation environnementale n'est pas tout à fait satisfaisant pour une application à l'échelle du bassin versant viticole. C'est pourquoi il est nécessaire d'effectuer un premier niveau d'adaptation.

2.6. Adaptation de I-Phy-parcelle à notre problématique

Dans la version originale de I-Phy, le module DOSE est agrégé après agrégation des trois modules RESU, RESO et RAIR. Ici, seul le module RESU est agrégé à la DOSE avec un changement les valeurs de conclusion pour augmenter le poids du module DOSE.

Le module RESU est agrégé avec le module DOSE à l'aide d'un système expert associé à la logique floue en un **module « environnement » (ENV)**. Le mode de calcul de la variable DOSE ainsi que les règles de décisions de l'agrégation des modules DOSE et RESU sont choisies en fonction de la littérature (Van Der Werf et Zimmer, 1998) (**Figure 2-4**).

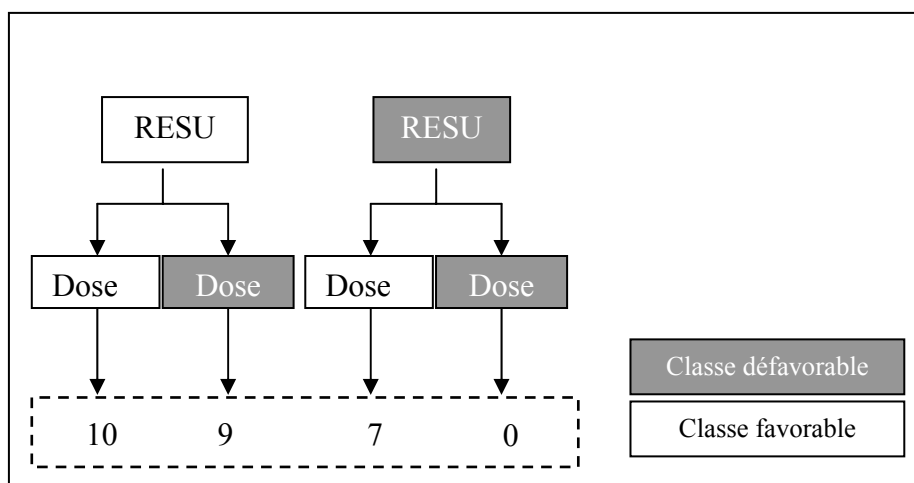


Figure 2-4 : Règles de décisions pour l'agrégation des modules RESU, « risque pour les eaux de surface » et Dose, module « risque de présence ».

3. Validation de I-Phy-parcelle

Comme les modèles, les indicateurs se doivent d'être validés s'ils sont susceptibles d'être utilisés hors du contexte de leur élaboration. (Bockstaller et Girardin, 2003) ont défini trois sortes de validations spécifiques aux indicateurs agri-environnementaux élaborés par l'équipe Agriculture Durable de l'UMR Agronomie et Environnement de l'INRA de Colmar.

3.1. Validation scientifique

Cette première validation consiste à faire valider les hypothèses de construction, le choix des variables et leurs modes d'agrégation des indicateurs par la communauté scientifique à l'aide de publications dans des revues à comité de lecture ou à l'aide de panels d'experts. Dans notre cas, ceci a été fait pour l'indicateur I-Phy-GC (Van Der Werf, 1996 ; Van Der Werf et Zimmer, 1998). Ces articles permettent de valider scientifiquement le mode de construction et d'agrégation des modules RESU, RESO, RAIR et DOSE.

L'indicateur I-Phy-parcelle a été présenté lors de congrès (Thiollet et Girardin, 2003) mais n'a pas fait l'objet d'un article car son mode de construction était trop proche de l'indicateur I-Phy-GC. La forte ressemblance du mode de construction de ces deux indicateurs permet une certaine extrapolation de la validation. Toutefois, il serait nécessaire de valider l'indicateur I-Phy-parcelle dans les conditions spécifiques à la viticulture.

3.2. Validation des sorties de l'indicateur

La validation des sorties d'indicateurs est similaire à celle utilisée pour la validation des modèles. Pour cela, il est nécessaire de comparer des résultats de calculs d'indicateurs à des données effectivement mesurées sur le terrain. Ce type de validation n'a pas été fait pour I-Phy-parcelle pour la problématique eau de surface. Des comparaisons ont été faites pour le module RESO et ont donné lieu à des résultats encourageants à confirmer (Bockstaller *et al.*, 2004).

3.3. Validation d'usage de l'indicateur

Cette dernière validation permet d'évaluer l'utilité et l'utilisation d'un indicateur. Elle prend en compte aussi la facilité de la récupération des données nécessaires au calcul et la facilité de lecture des résultats d'indicateurs obtenus. En grandes cultures, un tel travail a été effectué par (Dougnet *et al.*, 1999).

L'indicateur I-Phy-parcelle a été informatisé et **testé sur un réseau d'une cinquantaine d'exploitations viticoles** localisées dans les vignobles septentrionaux (Alsace, Bourgogne, Champagne-Ardenne et Franche-Comté).

Par ailleurs l'utilisation de cet indicateur **par des étudiants** dans le cadre de stages nous a aussi permis d'améliorer au fur et à mesure des utilisateurs cet outil informatique afin de le rendre plus convivial et plus lisible par des utilisateurs extérieurs à notre équipe de recherche.

4. Conclusion

Nous disposons d'un outil fonctionnel pour évaluer l'impact de la gestion des pesticides sur les eaux de surface à l'échelle du bassin versant qui prend en compte trois types de variable (liées à la substance active du produit phytosanitaire, liées à la parcelle et liées aux conditions d'application du produit phytosanitaire).

Pour tester et valider l'indicateur d'impact de la gestion des pesticides sur les eaux de surface, il est nécessaire d'avoir à disposition un matériel expérimental : le chapitre suivant décrit les deux bassins versants qui servent à ce travail.

Chapitre II : les deux bassins versants expérimentaux

Les phénomènes de pollution des eaux superficielles par les produits phytosanitaires sont caractérisés par une forte variabilité temporelle et spatiale. Ces pollutions peuvent être évitées si des pratiques viticoles respectueuses de l'environnemental sont mises en place. Pour cela, il faut connaître les zones des bassins versants présentant le plus de risque vis-à-vis de la pollution de ces eaux. Il s'agit ici de présenter les deux bassins versants viticoles, Rouffach en Alsace et Valvan dans l'Yonne, qui servent à tester et à valider l'indicateur I-Phy-parcelle présenté dans le chapitre précédent. Le choix s'est porté sur ces deux bassins versants, en raison de la disponibilité de toutes les données mais aussi par la gamme de substances actives étudiées, un nombre suffisant aux propriétés très différentes, ce qui est nécessaire pour tester un outil. Jusqu'à récemment, une majorité d'étude portaient sur un nombre réduit de molécules de la famille des triazines urées substituées et acétamides présentant toutes un risque connu (Flury, 1996).

Sur les deux bassins versants, des relevés d'échantillons d'eau de ruissellement ont été effectués et leurs résultats seront comparés aux calculs de l'indicateur.

1. Bassin versant de Rouffach

La caractérisation du bassin versant de Rouffach (68) s'est faite en collaboration avec l'équipe de recherche 'Flux d'eau et transferts de solutés' du centre d'écologie végétale et d'hydrologie (CEVH) de l'ENGEES¹⁰.

1.1. Situation générale

1.1.1. Géographie

Le bassin versant est situé au cœur du vignoble alsacien dans la commune de Rouffach, au sud de Colmar au pied des Vosges (**Figure 2-5**). Ce bassin versant fait partie des collines sous-vosgiennes. Le bassin versant est composé de 109 parcelles cadastrales réparties sur 27 ha. Les parcelles sont exposées sud sud-est à une altitude variant de 200 à 360 m (Sittler et Marocke, 1981). Ces parcelles sont principalement recouvertes de vignes, de vergers, de forêt et de friches (**Figure 2-6**).

¹⁰ ENGEES : Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg

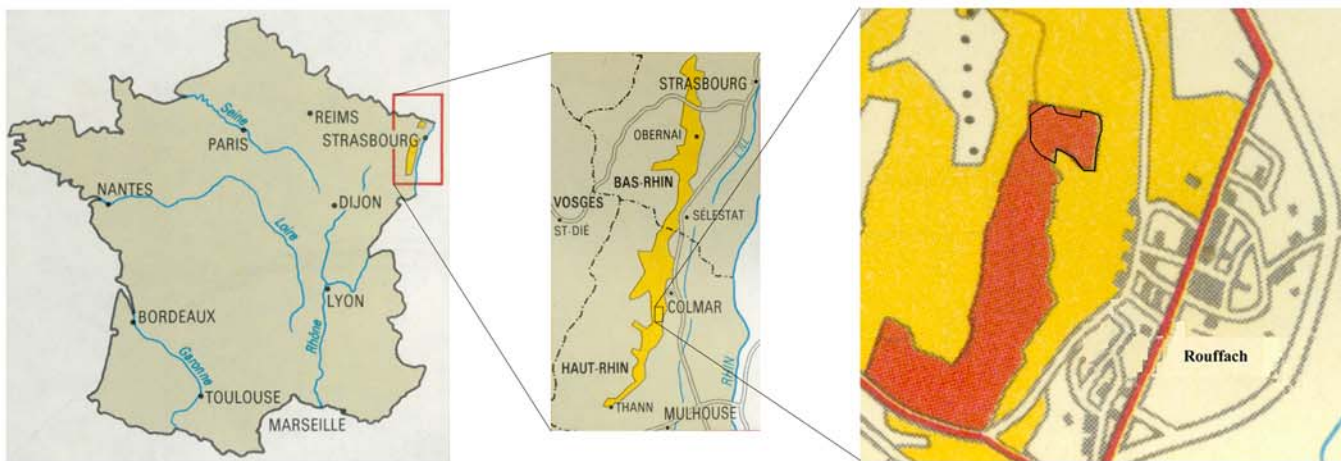
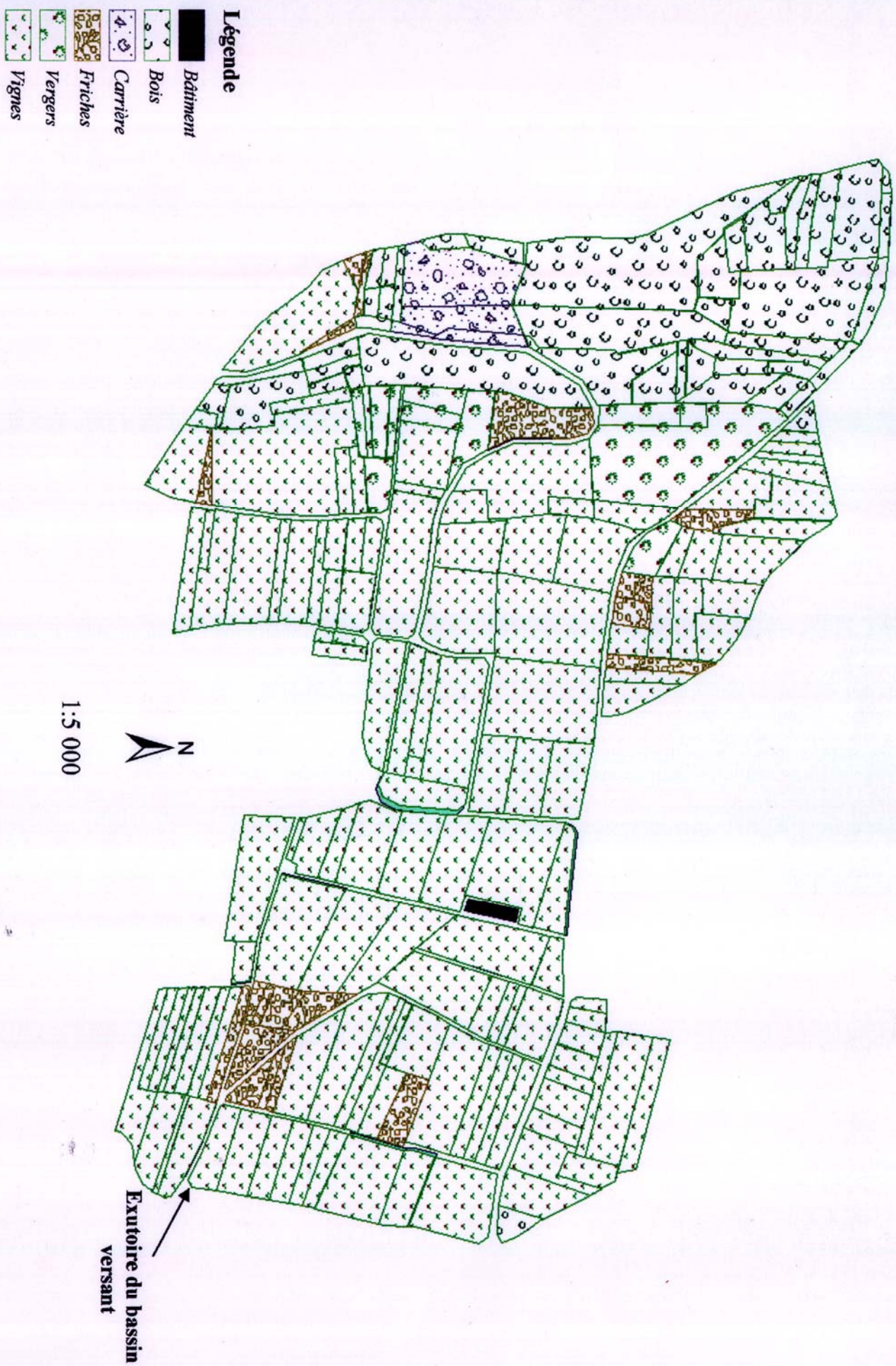


Figure 2-5 : Localisation géographique : France, Région Alsace, bassin versant de Rouffach.

Figure 2-6 : Occupation du sol du bassin versant de Rouffach.



1.1.2. Méthodologie SIG¹¹

Les données géographiques caractérisant le bassin versant servant notre étude sont stockées dans deux systèmes : dans une base de données ACCESS, logiciel Microsoft 2000 professionnel, et dans une base de données géographiques à l'aide d'ArcGis 8.3, progiciel ESRI-France. Ces deux bases de données sont reliées à l'aide d'un attribut de lien identique dans les deux bases ce qui permet, grâce au module ArcMap d'ArcGis, d'effectuer des croisements, des extractions de données et des compositions graphiques. La base de données géographique du bassin versant de Rouffach a été construite à partir de fichiers cadastraux au format .TIF qui ont servi de support à une digitalisation du parcellaire à l'écran. Ceci nous permet d'obtenir un fond de carte cadastral avec lequel nous pouvons mener des interrogations de la base de données géographiques.

1.1.3. Sous-sols et sols

La commune de Rouffach fait partie des collines sous-vosgiennes et plus précisément avec celle de Guebwiller, d'un champ de fractures qui se développe en contre-bas des puissantes formations volcano-sédimentaires du Culm. Le bassin versant étudié, localisé sur la commune de Rouffach, se situe sur une zone affaissée en bordure de plaine constituée de terrains limono-argileux reposant sur des calcaires oolithiques du jurassique et des conglomérats tertiaires de l'Oligocène. Ces terroirs calcaires s'établissent sur le Muschelkalk supérieur. Il s'agit de terrains favorables à l'implantation de la vigne (Sittler et Marocke, 1981 ; Sol-Conseil, 1990).

Les **sols sur conglomérats calcaires** présentent des quantités d'argiles, de limons et de sables pratiquement identiques, un fort taux de matière organique pour des terrains destinés à la viticulture et un pH alcalin (**Tableau 2-9**). Ces sols sont localisés sur le sommet de la butte du bassin versant de Rouffach. Le bassin versant de Rouffach est bordé en haut de pente, à l'ouest par une carrière de calcaire fermée actuellement.

En revanche, les deux sortes de **sols bruns développés sur des lœss**¹² sont moins riches en matière organique et sont tous les deux plus limoneux que les sols sur conglomérats et l'un des deux présente une teneur forte en argile et une plus grande sensibilité au tassement. Ce sont des sols sensibles au tassement et qui peuvent présenter des risques d'érosion sur de fortes pentes. Ce sont les sols des parcelles du bassin versant qui présentent les plus faibles pentes, localisées en bas du coteau. Les parcelles les plus argileuses sont celles qui présentent les pentes les plus faibles et qui sont les plus proches de l'exutoire du bassin versant.

¹¹ SIG : Système d'Information Géographique

¹²Dépôt sédimentaire détritique meuble, non stratifié, argilo-calcaire et silteux, à grains inférieurs à 62,5 µm, continental d'origine éolienne. Ces dépôts, nommés aussi "limons de plateaux", sont de nature periglaciaire. Ils peuvent atteindre 10 m d'épaisseur et donnent de bonnes terres arables **Foucault, A. et Raoult, J.-F.** (2001). "Dictionnaire de géologie," 5e édition/Ed., Paris. 1. 379 p..

Tableau 2-9 : Analyses de l'horizon supérieur (0-30 cm) des 3 principaux sols composant le bassin versant de Rouffach (Sol-Conseil, 1990).

Sol	Texture (%)			Matière organique (%)	pH
	Argiles (0-2 µm)	Limons (2-50 µm)	Sables (50-200 µm)		
Sol brun calcaire sur conglomérat calcaire	28,9	34,5	33,3	3,0	8,1
Sol brun calcaire sur lœss (1)	54,3	44,3	19,7	2,2	8,0
Sol brun calcaire sur lœss (2)	23,8	46,4	27,2	2,4	7,9

1.1.4. Penthes

Les pentes des parcelles viticoles situées sur les versants du bassin de Rouffach sont comprises entre 1 et 5 %.

1.1.5. Climat

Le vignoble alsacien comme toute l'Alsace, jouit d'un climat à influences continentales marquées du à la présence du massif vosgien sur sa façade ouest.

La **température moyenne** en Alsace est de 10,0°C (Sol-Conseil, 1990), les hivers sont rigoureux avec une température moyenne de 1,1°C et les étés chauds avec une température maximale moyenne pouvant atteindre 19,1°C (Lebon, 1993). L'amplitude thermique peut dépasser les 18 °C ce qui caractérise bien une influence continentale. **En 2003**, la température moyenne était de 11,4°C à Colmar et l'amplitude thermique a atteint 24°C. 2003 fut une année particulièrement chaude et pauvre en précipitations (**Figure 2-7**).

Le vignoble autour de Colmar, dont fait partie la commune de Rouffach est la partie de l'Alsace qui échappe, le plus à influence océanique, protégée par la chaîne des Vosges. La **moyenne pluviométrique** y est inférieure à 600 mm tandis que dans le Sundgau (au sud) ou en Alsace bossue (au nord), les moyennes pluviométriques annuelles peuvent atteindre 700 à 1000 mm (Lebon, 1993). La commune de Rouffach a une pluviométrie qui oscille entre 600 et 700 mm en moyenne par an. **L'année 2003**, pendant laquelle ont été faits les relevés d'échantillons d'eau de ruissellement a été particulièrement sèche, il n'a plu que 368 mm sur la commune de Colmar (**Figure 2-7**).

Les **vents** en Alsace, sont largement influencés par le relief de la région. Les vents dominants sont orientés NNE et SSW avec une vitesse moyenne faible (2,8 m/s). L'effet de canalisation par le fossé rhénan est d'autant plus marqué que l'intensité du vent est élevée (Lebon, 1993).

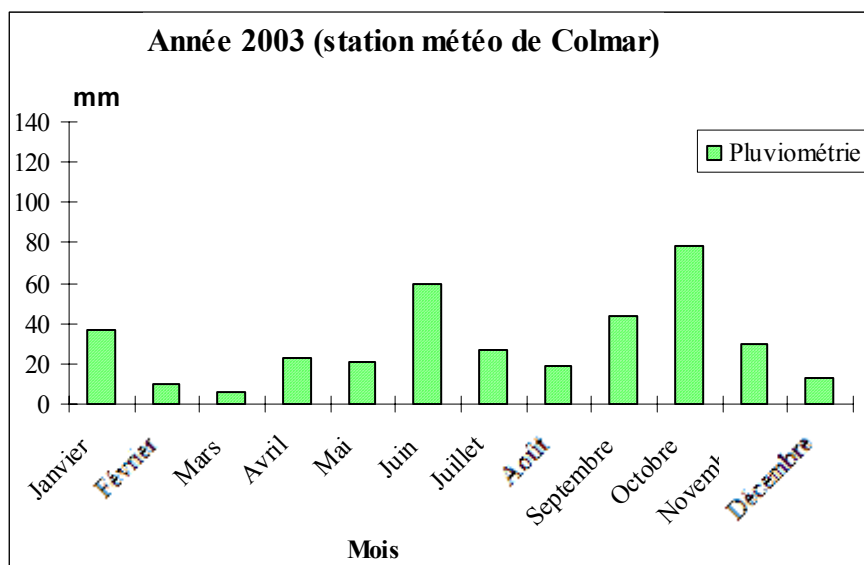


Figure 2-7 : Diagramme précipitations-températures de la station météorologique de Colmar (moyennes des précipitations (en mm) pour l'année 2003.

1.1.6. Fonctionnement hydrologique

Le site de Rouffach est une zone où la **circulation de l'eau se fait essentiellement en surface**. Presque toute la totalité des eaux qui arrivent sur le bassin versant à la suite d'événements pluvieux ruisselle et aboutit à l'exutoire du bassin versant. Contrairement au site de Valvan, le bassin versant de Rouffach **ne comprend pas de source**.

1.2. Pratiques agronomiques

1.2.1. Occupation et gestion des sols

La plupart des parcelles du bassin versant sont occupées par la vigne (90% de la surface totale du bassin versant). Le reste de la surface est occupé par un bâtiment agricole équipé d'une plate-forme de rinçage pour le matériel de pulvérisation appartenant au lycée viticole, les chemins entre les parcelles, des parcelles boisées et un verger entretenu par une association d'arboriculteurs (**Annexe 2-2**).

Le bâtiment agricole et la plate-forme de rinçage ne provoquent pas de pollution ponctuelle car les fonds de cuve résiduels issus des traitements phytosanitaires sont dilués et épandus sur des parcelles viticoles du bassin versant. Par ailleurs, le site est équipé d'une évacuation canalisée des eaux usées.

Les parcelles boisées sont situées en haut des pentes du bassin versant et ne peuvent en aucun cas avoir un effet tampon pour des parcelles viticoles du bassin versant de Rouffach.

Les vergers sont situés à l'ouest du bassin versant, en haut du coteau, au pied des bois et de la carrière. Les parcelles non renseignées pour les programmes de traitements phytosanitaires sont situées dans les parties sud-ouest et au nord-est du bassin versant. Les parcelles des parties nord-est ne sont pas loin de l'exutoire et connaître leur itinéraire phytosanitaire pourrait être important pour notre évaluation environnementale. Les autres sont

connectées au réseau hydrographique mais représentent une très faible surface au sein du bassin versant.

Plus de 80 % de la surface totale des parcelles de vigne sont recouvertes d'un enherbement naturel maîtrisé (ENM). **L'entretien du sol** des parcelles du reste des parcelles viticoles est fait à parts égales, par du désherbage chimique ou du travail du sol (**Annexe 2-3**).

1.2.2. *Pratiques phytosanitaires*

Pour l'année 2003, les enquêtes phytosanitaires permettent de renseigner 20 des 27 hectares du bassin versant soit plus de 78% de la surface totale des parcelles viticoles. Les programmes de traitements phytosanitaires appliqués sur les parcelles du bassin versant sont détaillés dans **l'annexe 2-4**. Il faut noter également que le verger (environ 3,4 ha) n'est pas sujet à des traitements phytosanitaires et que toute sa surface est peu pentue et enherbée. Cette parcelle ne peut donc pas induire de pollution diffuse phytosanitaire ni de ruissellement.

1.2.3. *Suivi des événements pluvieux*

Le suivi de la qualité des eaux de ruissellement du bassin de Rouffach a été effectué par l'ENGEES dans le cadre de la thèse de Nicolas Domange qui est en cours (Domange et Grégoire, 2004) à la suite des principaux événements pluvieux en 2003. Ceci a permis d'analyser les concentrations en substances actives phytosanitaires dans les échantillons d'eau récoltés (**Figure 2-8**).

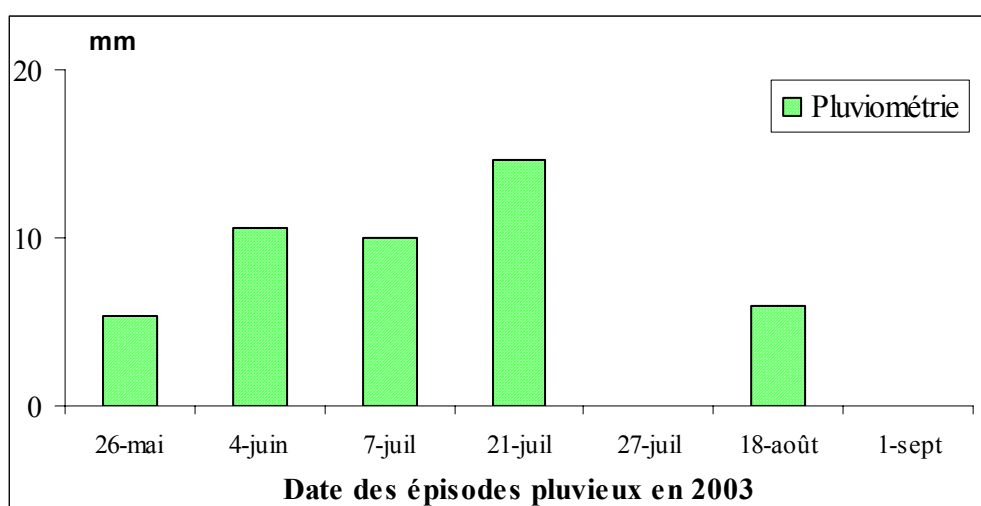


Figure 2-8 : Hauteur des épisodes pluvieux étudiés en 2003 sur le bassin versant de Rouffach. NB : le nombre de mm tombés le 1^{er} septembre 2003 n'a pas été relevé à cause d'un problème technique et il n'y a pas eu de pluie enregistrée le 27 juillet 2003.

Les échantillons sont récoltés à l'aide d'un **préleveur automatique** (Alphée 6005 d'Hydrolic), d'une capacité de 24 flacons en verre de 700 mL chacun et d'un tuyau d'aspiration de 24 m de long en PVC. Le préleveur est **piloté par un débitmètre** (DPN 7/2 d'Hydrolic) et effectue un prélèvement tous les 4 m³ pour les épisodes pluvieux avant le 4 juin 2003 et tous les 8 m³ pour tous les épisodes pluvieux qui ont eu lieu après le

4 juin 2003. le réglage des prélèvements a été modifié au cours de l'année 2003 car un réglage à 4 m³ ne permet pas d'obtenir des échantillons d'eau pour la totalité de l'épisode pluvieux. En effet, lors de la pluie du 4 juin 2003, tous les flacons étaient déjà remplis avant la fin de l'épisode pluvieux. Le préleveur est réglé pour qu'un seul échantillon soit récolté dans un seul flacon, cet échantillon est de 300 mL.

L'eau qui ruisselle et qui arrive à l'exutoire du bassin versant est d'abord collectée dans un canal d'approche, lui-même relié au canal jaugeur de type Venturi pour ensuite rejoindre un canal de sortie (**Figure 2-9**), l'ensemble du dispositif mesurant une dizaine de mètres de long et 70 cm en moyenne de large. Le **débit de l'eau** qui ruisselle à l'exutoire du bassin versant est mesuré toutes les 30 secondes et il est calculé directement à partir de la hauteur d'eau qui est mesurée par une sonde située à l'entrée du canal jaugeur Venturi (Endress+Hauser). La gamme de **hauteur d'eau** mesurée est de 0-1 m avec une précision de 1 mm. La gamme de fonctionnement du débitmètre est de 248 à 525 m/s avec un débit nominal adapté à la taille du canal Venturi, de 200 m/s.

Pour chacun des événements pluvieux du 4 juin et du 21 juillet nous disposons de 19 échantillons d'eau récoltés tout au long de chacun de ces épisodes pluvieux (**Figures 2-10 et 2-11**). Nous disposons également de l'hydrogramme de ces deux pluies.

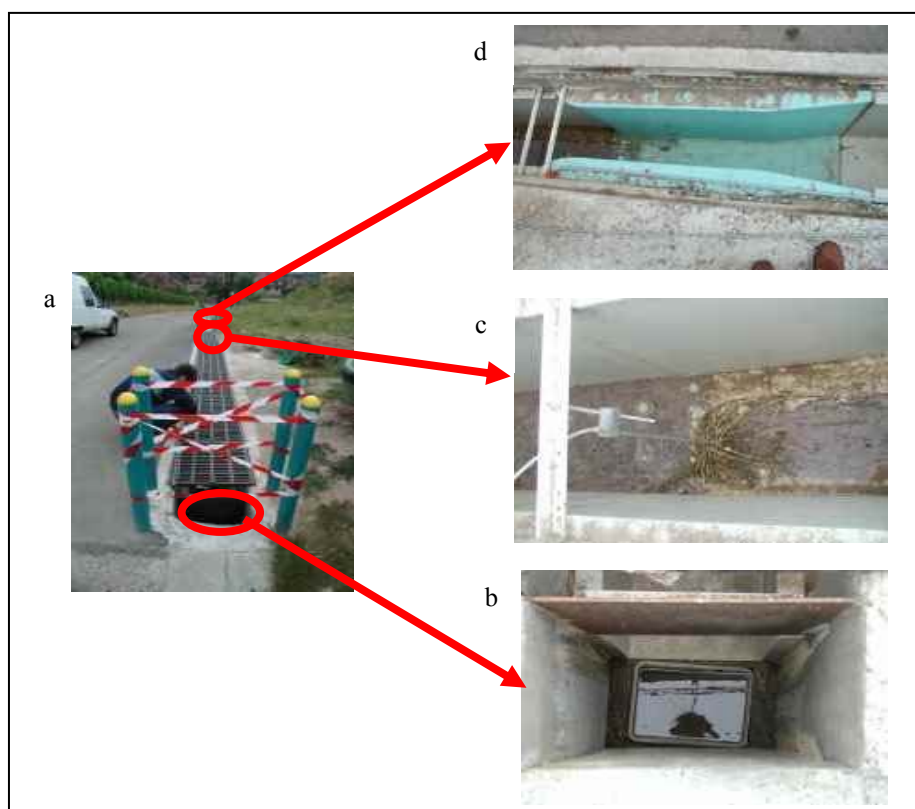


Figure 2-9 : Présentation du dispositif de récolte des eaux de ruissellement mis en place à l'exutoire du bassin versant de Rouffach par l'ENGEES : a) vision d'ensemble du dispositif ; b) point de récupération des eaux de ruissellement juste avant le canal d'approche ; c) sonde permettant de mesurer le débit de l'événement pluvieux ; d) canal jaugeur de type Venturi. L'eau de ruissellement rejoint ensuite un canal de sortie et se retrouve dans un bassin de décantation, (photos M. Thiollet).

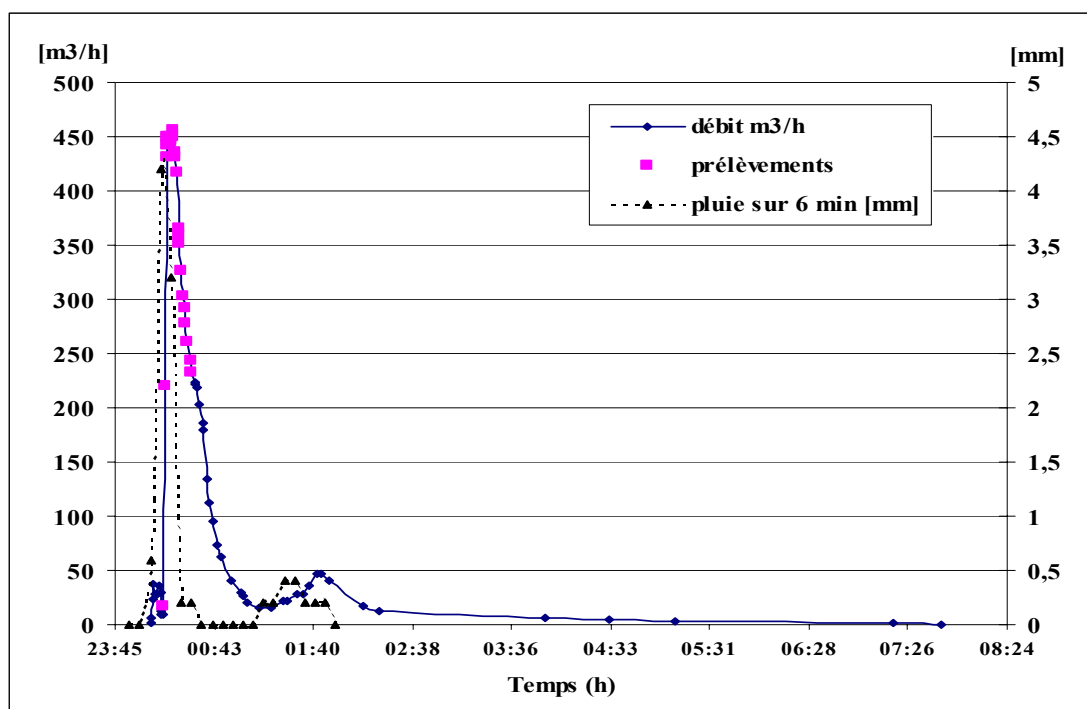


Figure 2-10 : Hydrogramme et hyétogramme du bassin versant de Rouffach pour l'épisode pluvieux du 04/06/03 (données fournies par N. Domange, CEVH/ENGEEES).

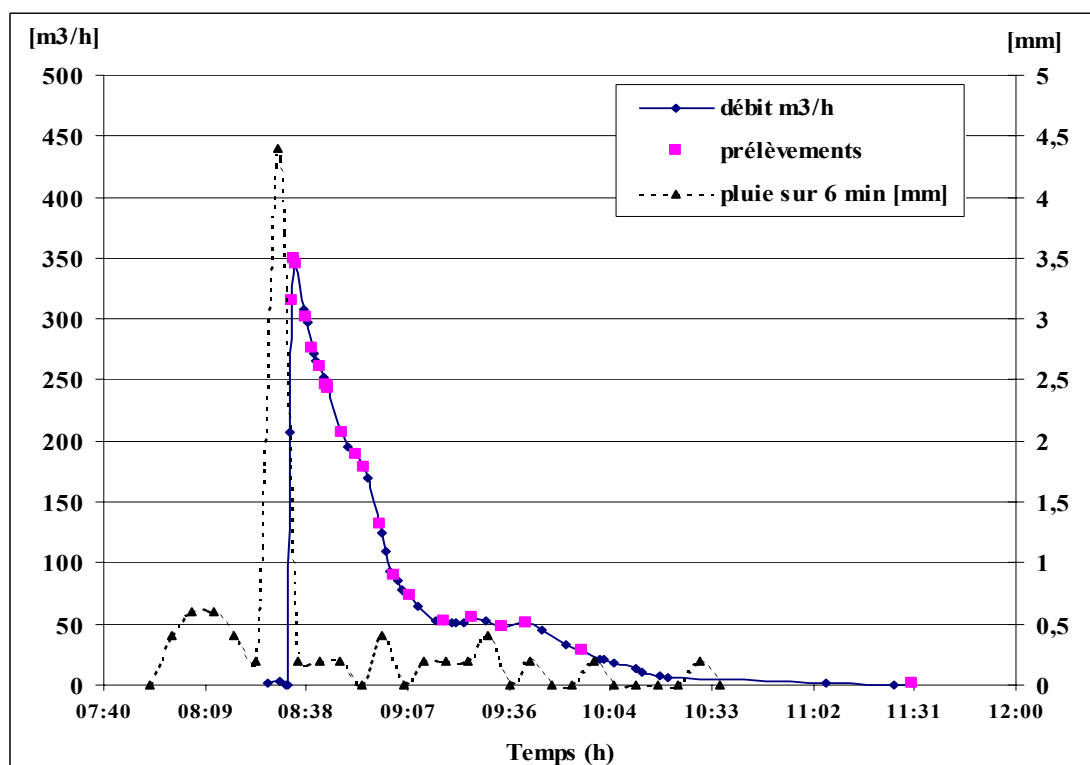


Figure 2-11 : Hydrogramme et hyétogramme du bassin versant de Rouffach pour l'épisode pluvieux du 21/07/03 (données fournies par N. Domange, CEVH/ENGEEES).

1.2.4. Méthode de suivi des produits phytosanitaires

L'eau à l'exutoire du bassin versant est récupérée au moyen d'un canal jaugeur. Ce dispositif expérimental a été mis en place par l'ENGEES dans le cadre de la thèse de Nicolas Domange qui est en cours (**Figure 2-9**) (Domange et Grégoire, 2004). Le dispositif comprend également deux parcelles, l'une désherbée chimiquement et l'autre enherbée avec la flore indigène (**Figure 2-12**). Un dispositif permet de récolter l'eau qui ruisselle de ces parcelles mais en 2003, aucun échantillon n'a pu être récolté compte tenu de la forte sécheresse qui a régné tout au long de l'année.



Figure 2-12 : Présentation des deux sortes de parcelles présentes sur le bassin versant de Rouffach : a) une parcelle où les inter-rangs sont entièrement désherbés chimiquement ; b) une parcelle où les inter-rangs sont couverts d'un enherbement naturel maîtrisé, (photos M. Thiollet).

1.2.5. Substances actives des produits phytosanitaires étudiées

14 substances actives de produits phytosanitaires sont dosées par HPLC (**Tableau 2-10**) par le laboratoire de l'Institut Pasteur de Lille (59) (**Tableau 2-11**). Nous avons choisi ces molécules avec l'équipe de recherche de l'ENGEES au vu d'une enquête préliminaire concernant les programmes de traitements phytosanitaires prévisionnels des viticulteurs qui exploitent des parcelles sur le bassin versant de Rouffach. Les viticulteurs nous ont communiqué en janvier 2003, avant toute application de produit phytosanitaire, leur programme prévisionnel de traitements phytosanitaires pour l'année à venir.

La demi-vie et la capacité d'adsorption des molécules sont présentées dans le **tableau 2-10**. Ces informations seront utiles pour expliquer certains résultats.

Tableau 2-10 : Caractéristiques de persistance (demi-vie DT50) et d'adsorption dans le sol (Koc) des substances actives de produits phytosanitaires recherchées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 (Aurousseau *et al.*, 1998 ; INRA, 2004 ; Linders *et al.*, 1994 ; Tomlin, 1997, 2000, 2003 ; USDA, 2004).

Substance active	DT50	Minimum/maximum des DT50	Koc	Minimum/maximum des Koc
Azoxystrobine	21	3/1066	400	207/594
Carbendazime	52	8/795	230	46/758
Cymoxanil	5	0,01/14	100	14/250
Diméthomorphe	30	14/90	450	182/2528
Diuron	129	20/330	479	29/902
Glufosinate-ammonium	14,5	3/40	220	1/1230
Glyphosate	32	2/174	1000	0/66000
AMPA	37	26/44	383	-
Isoxaben	105	30/318	1179	170/8810
Krésoxym-méthyl	21	8/511	23	219/372
Norflurazon	90	21/540	700	120/1914
Oryzalin	60	10/400	1000	93/2700
Penconazole	191	120/343	993	617/3500
Pyriméthanil	30	27/82	280	75/751
Simazine	47	11/270	124	4/2200
Terbuthylazine	45	5/150	278	162/1350
Tétraconazole	54	54/120	1200	491/1922
Thiodicarbe	5,6	1,5/8	40	42/1167

Les substances recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 sont composées d'un insecticide, de 8 herbicides et de 8 fongicides (**Tableau 2-11**).

Tableau 2-11 : Méthodes d'analyses utilisées pour doser les substances actives de produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin versant de Rouffach lors des événements pluvieux de l'année 2003.

Substance active	Famille des substances actives	Méthode d'analyse ¹³	Limites de détection (µg/L)
Azoxystrobine	Fongicide	HPLC-MS-MS	<0,05
Carbendazime	Fongicide	HPLC-MS-MS	<0,05
Cymoxanil	Fongicide	HPLC-MS-MS	<0,05
Diméthomorphe	Fongicide	HPLC-MS-MS	<0,05
Diuron	Herbicide	HPLC-MS-MS	<0,02
Glufosinate-ammonium	Herbicide	HPLC	<0,1
Glyphosate	Herbicide	HPLC	<0,1
AMPA	Herbicide	HPLC	<0,1
Isoxaben	Herbicide	HPLC-MS-MS	<0,1
Krésoxym-méthyl	Fongicide	HPLC	<0,1
Norflurazon	Herbicide	HPLC-MS-MS	<0,1
Oryzalin	Herbicide	HPLC-MS-MS	<0,1
Penconazole	Fongicide	HPLC-MS-MS	<0,05
Pyriméthanil	Fongicide	HPLC	<0,1
Simazine	Herbicide	HPLC-MS-MS	<0,02
Terbuthylazine	Herbicide	HPLC-MS-MS	<0,02
Tétraconazole	Fongicide	HPLC-MS-MS	<0,05
Thiodicarbe	Insecticide	HPLC-MS-MS	<0,05

¹³ Les sigles des techniques analytiques sont expliqués dans le glossaire. Le dosage de certaines substances actives nécessitent plusieurs techniques analytiques qui sont notées les unes à la suite des autres.

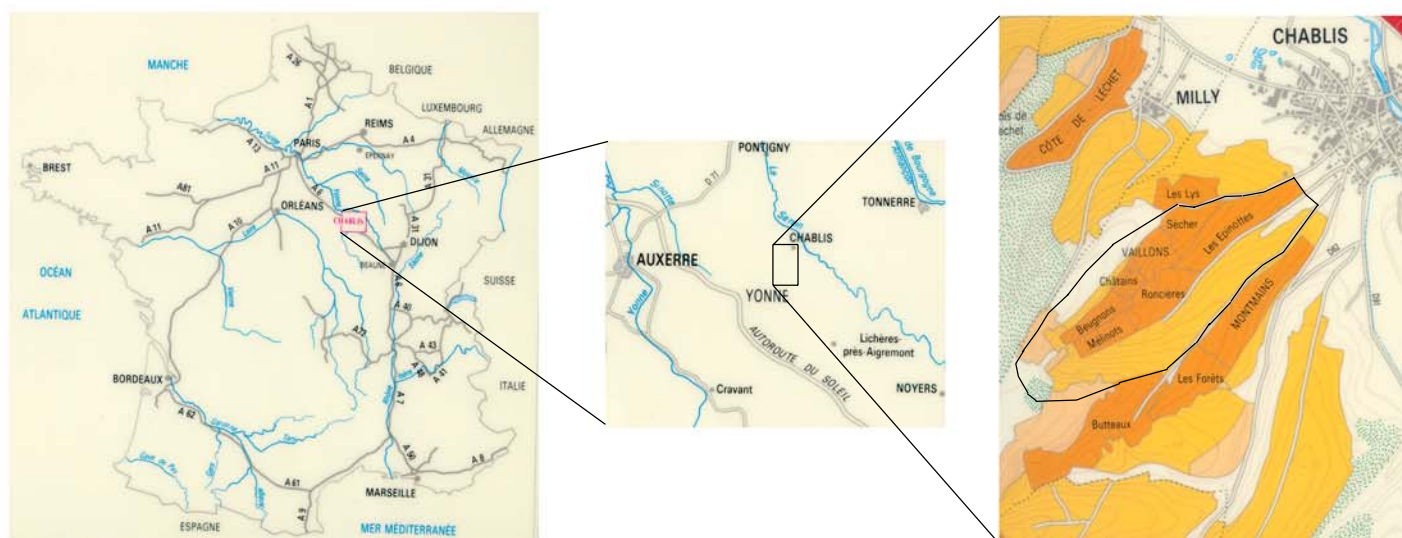
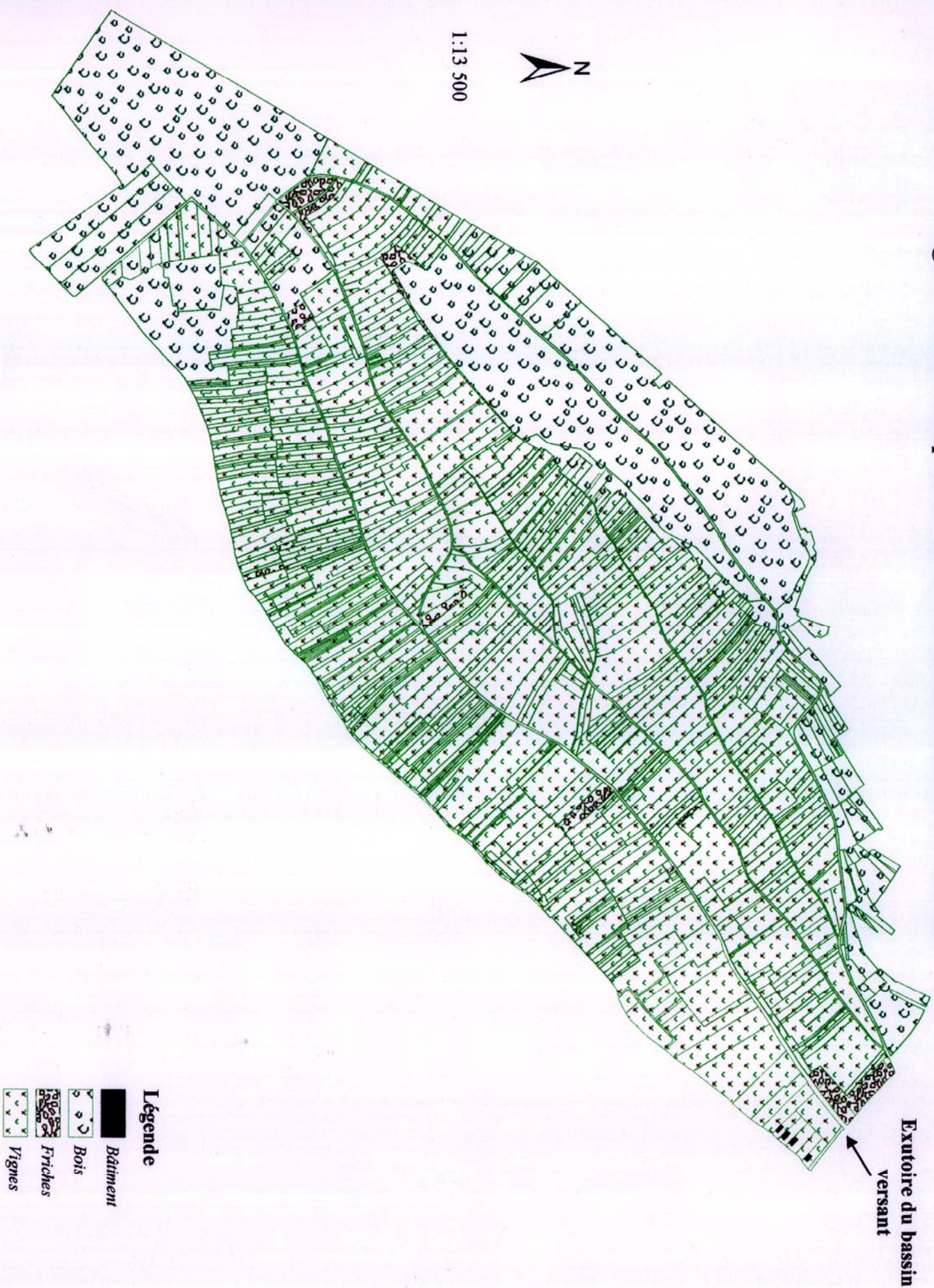


Figure 2-13 : Localisation géographique : France, Région de l'Yonne, bassin versant de Valvan.

Figure 2-14 : Occupation du sol du bassin versant de Valvan.



2. Bassin versant de Valvan

Dans le cadre des études agronomiques réalisées par la station agronomique de l'Yonne, puis par la chambre d'agriculture de l'Yonne le bassin versant de Valvan a fait l'objet d'une description détaillée tant du point de vu géologique que pédo-climatique. La présente partie est essentiellement consacrée aux caractéristiques du bassin versant (Baize, 1976, 1993 ; Duchenes, 2002 ; Guenard et Morvan, 2000).

2.1. Situation générale

2.1.1. Géographie

Le bassin versant de Valvan est situé dans le département de l'Yonne au nord-ouest de la Bourgogne. Plus précisément, il se trouve juste au sud-ouest de la ville de Chablis et s'étend sur environ 3,35 km de long et 950 m de large. Le bassin versant s'étend sur 208 ha dont 192 ha sont des parcelles viticoles réparties en 820 parcelles cadastrales qui sont exploitées par 78 viticulteurs (**Figure 2-13**). La vallée de Valvan est située dans un grand ensemble géologique appelé Plateaux de Bourgogne, en bordure sud-est du bassin parisien. Ces plateaux sont séparés par des lignes de cuestas d'épaisseurs variables induites par la présence de marnes et de calcaires tendres alternant avec des calcaires durs (Baize et Chrétien, 1976). Le ru, qui se jette dans le Serein à l'entrée de Chablis, coule du sud-ouest vers le nord-est, et est alimenté en eau par les deux versants se faisant face ; le fond de vallée est limité par des parcelles de vigne et de forêt. Les sommets sont essentiellement occupés par les bois (**Figure 2-14**).

2.1.2. Méthodologie SIG

Le progiciel ArcGis 8.3 a servi à construire le fond de carte du bassin versant de Valvan comme pour le bassin versant de Rouffach. Les données géographiques de Valvan ont été récupérées sous forme de fichiers MapInfo au format .MIF auprès de la chambre d'agriculture de l'Yonne. Ces fichiers comportaient déjà le parcellaire détaillé du bassin versant de Valvan.

2.1.3. Sols et sous-sols

La vallée de Valvan repose sur des formations géologiques du Kimméridgien supérieur et moyen et du Portlandien. Elle est constituée principalement de **complexes de sols sur colluvions argilo-caillouteuses**. Ce sont des sols plus ou moins profonds (de 35 cm à plus d'un mètre), caillouteux ou graveleux, à terre fine argilo-limoneuse modérément calcaire. La roche mère est composée de calcaires durs ou de marnes (Allier, 2001 ; Baize, 1976 ; Baize et Chrétien, 1976).

Dans le bassin versant de Valvan, plusieurs sols se juxtaposent. La nature de ces sols est directement liée au substrat géologique dont ils sont issus.

Sur le calcaire du Portlandien, roche-mère calcaire dure, nous retrouvons principalement une zone dite de « **petites terres** », ce sont des rendzines superficielles très

caillouteuses, argilo-limoneuses modérément calcaires localisées sur les **hauts des coteaux** du bassin versant de Valvan. Cette formation est notée comme très sensible aux pollutions de surface de par son caractère imperméable et la faible profondeur des sols.

Les sols sur marnes à *Exogyra virgula* du Kimméridgien supérieur sont globalement des **sols argileux à limono-argileux, calcaires** moyennement profonds localisés principalement sur les **pent**es du bassin versant. Le caractère peu perméable de la couche limite les risques de pollution par lessivage mais favorise le ruissellement de l'eau.

Le Kimméridgien inférieur se trouve dans la **partie la plus aval de la vallée**, il concerne des calcaires à Astartes à caractère compact et perméable. Cette formation est notée comme étant très sensible aux pollutions de surface de par son caractère perméable.

Enfin, le long du chemin d'eau principal, au **fond de la vallée**, des **sols argileux sur colluvions** reposent sur des formations quaternaires superficielles (Allier, 2001 ; Baize, 1976, 1993 ; Baize et Chrétien, 1976) (**Tableau 2-12**).

Tableau 2-12 : Analyses de l'horizon supérieur (0-30 cm) des principaux sols du bassin versant de Valvan.

Sol	Texture (%)			Matière organique (%)	pH
	Argiles (0-2 µm)	Limons (2-50 µm)	Sables (50-200 µm)		
Petites terres	43,5	41,4	12,6	2,8	8,1
Sols sur marnes du Kimméridgien supérieur	44,12	36,1	18,3	1,5	8,4
Sol gris-blanc sur « colluvions de pentes »	47,4	37,1	12,3	3,2	8,2
Sol argileux de fond de vallon	42,7	40,1	12,8	3,5	8,2

Selon la **classification pédologique française** des sols (C.P.C.S., 1967), le vallée de Valvan est constituée de trois types de sols calcimagnésiques (Baize et Chrétien, 1976) :

- des rendzines pauvres en calcaires fins localisées sur les « petites terres », sols présents sur les sommets de l'extrémité sud-ouest du bassin versant de Valvan et sur une partie du haut du coteau sud.
- des sols bruns calcaires modaux reposant sur des marnes kimméridgiennes, situés sur une partie des sommets des versants nord et sud de la vallée de Valvan.
- des sols apparentés aux sols bruns calcaires qui font partie des sols sur colluvions argilo-caillouteuses, localisés soit dans le fond de la vallée et sur les deux versants, soit sur la majeure partie du bassin versant, zone où se trouvent la majorité des parcelles de vigne.

Globalement, le bassin versant de Valvan est situé dans une zone où l'eau de pluie s'écoule essentiellement à la surface du sol et ne rejoint pratiquement pas la nappe phréatique.

2.1.4. Pentes

Un des facteurs essentiels au déclenchement du ruissellement en agriculture est la pente des parcelles c'est pourquoi, il est important de renseigner cette dernière.

Les deux versants de la vallée de Valvan présentent le même type de relief. Les pentes des parcelles viticoles sont comprises entre 0% et 20%. Les parcelles de fond de vallée et les parcelles de haut de coteau sont les moins pentues.

2.1.5. Climat

Le **climat** de la région de Chablis est tempéré avec une petite influence océanique. Parfois se dessine une influence continentale ou montagneuse due à la présence du massif du Morvan au sud-ouest du bassin versant. La baisse des températures de ce climat en hiver, est plus prononcée que pour le climat océanique et le nombre de jours avec gelée est plus important. Les printemps souvent secs, les automnes pluvieux et les averses orageuses estivales sont les caractères les plus fréquents du régime pluviométrique.

D'après Baize (1976), la **température moyenne annuelle** à Chablis se situe autour de 11°C. Quelques gelées tardives peuvent avoir lieu au printemps et causer de sérieux dégâts dans les parcelles de vigne (**Figure 2-15**).

Les précipitations correspondent à environ 700 mm d'eau par an répartis, de façon homogène sur toute l'année. Trois périodes plus pluvieuses peuvent cependant être mises en évidence : au début de l'hiver (décembre-janvier), à la fin du printemps (mai-juin) et à la fin de l'été (août-septembre). Les mois de mai, juin et août sont à surveiller particulièrement dans le cadre de notre étude car c'est entre les mois de mars et d'août que sont appliqués dans la quasi totalité les traitements phytosanitaires viticoles. Les risques de ruissellement des eaux chargées en produits phytosanitaires lors des événements pluvieux existent bel et bien (Baize et Chrétien, 1976) (**Figure 2-15**).

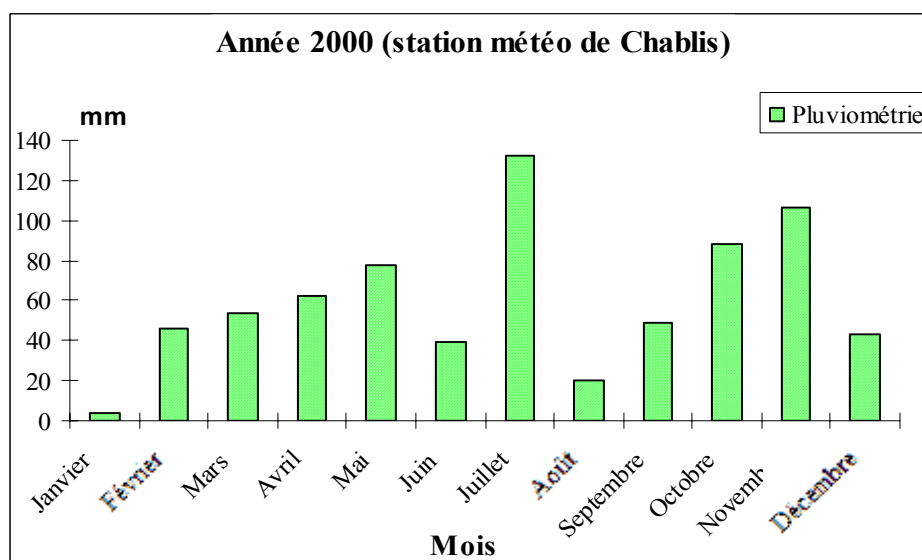


Figure 2-15 : Diagramme précipitations-températures de la station météorologique de Chablis (moyennes des précipitations (en mm) pour l'année 2000 (communication G. Morvan, Chambre d'agriculture de l'Yonne, 2001).

2.1.6. Fonctionnement hydrologique

2.1.6.1. Chemin de l'eau de ruissellement

La zone prise en compte dans le bassin versant est constituée de la majorité de la surface des deux versants de la vallée de Valvan. Elle correspond à la zone qui alimente l'exutoire principal de cette vallée. Pour la suite de l'étude, nous ne parlerons que de cette zone. Elle comprend les parcelles où naît le ruissellement, les chemins en terre amenant l'eau à un chemin principal bétonné, puis à l'exutoire, où se trouve un bassin de décantation bétonné. Ces eaux sont ensuite dirigées par un réseau pluvial vers le ru de Vaucharme situé plus à l'Est (Figure 2-16).

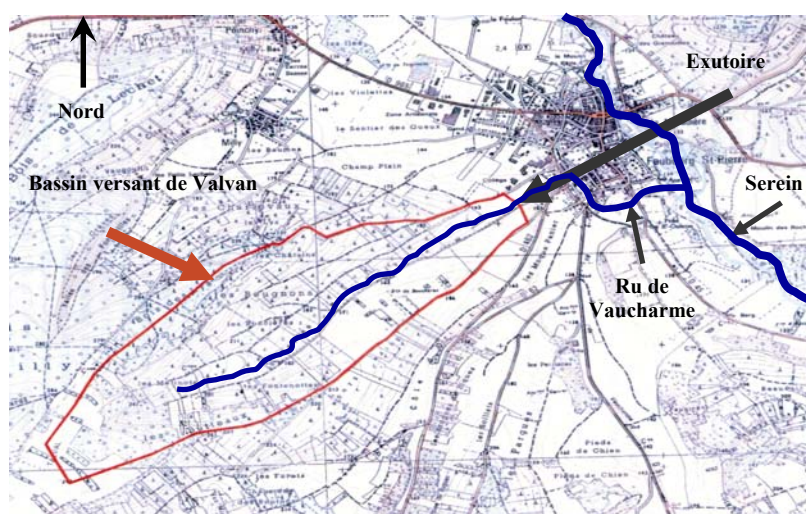


Figure 2-16 : Localisation géographique du bassin versant de Valvan.

2.1.6.2. Origine de l'eau qui se retrouve à l'exutoire

L'ensemble des eaux de ruissellement provient directement des précipitations mais aussi en partie des eaux d'infiltration. En effet, ces dernières ressortent par les 3 sources résurgentes qui ont été canalisées vers le bassin de décantation à l'exutoire. Ces 3 sources fonctionnent à chaque épisode pluvieux important.

2.2. Pratiques agronomiques

2.2.1. Occupation des sols

Le bassin versant de Valvan est un **bassin agricole spécialisé**, occupé à 90% par la viticulture. Les 10 % restants sont occupés par des bois ou des parcelles de grandes cultures. Les bois et les parcelles de grandes cultures débordent à l'ouest et au nord-ouest du bassin versant de Valvan (Annexe 2-5 et 2-6).

Globalement les pratiques phytosanitaires sont homogènes sur tout le bassin versant, et il en est de même pour le **mode d'entretien du sol** : très peu de parcelles sont enherbées, la pratique la plus courante est le désherbage chimique, ce qui laisse le sol nu la majeure partie de l'année et accroît les risques de ruissellement (**Annexe 2-6**).

2.2.2. Les pratiques phytosanitaires

Les **pratiques phytosanitaires** mises en place par les viticulteurs ont été collectées au moyen d'enquêtes auprès des viticulteurs du bassin versant. Quelques exemples sont présentés sur l'**annexe 2-7**. Nous disposons pour l'année 2000 des enquêtes couvrant plus de 70 % de la surface totale du bassin versant hydrographique.

2.2.3. Suivi des événements pluvieux

Le volume des précipitations des cinq événements pluvieux pris en compte lors de l'étude du ruissellement des eaux dans le bassin versant de Valvan est présenté dans la **figure 2-17**. Concernant les pluies du 4 juillet et du 24 juillet nous avons ajouté, sur la figure des informations quant aux pluies de la veille. Cela pourra être un élément d'information important lors de la comparaison des résultats d'analyses d'eau avec les concentrations de substances actives phytosanitaires à l'exutoire du bassin versant.

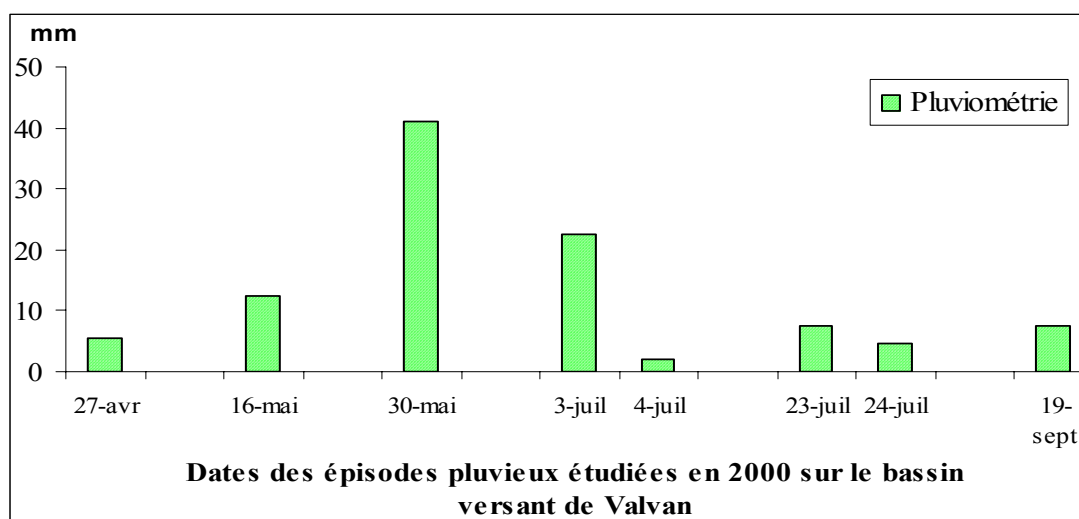


Figure 2-17 : Hauteur des épisodes pluvieux étudiés en 2000 sur le bassin versant de Valvan.

Nous ne disposons malheureusement pas de l'intensité ni de l'intensité des pluies car le bassin versant de Valvan n'est pas équipé de pluviomètre enregistreur.

Les échantillons ont été récoltés dans le bassin de rétention qui constitue l'exutoire et ceci permet d'avoir un échantillon homogène (un mélange de toutes les eaux de ruissellement et de toutes les eaux d'infiltration restituées par les sources d'une crue qui aboutissent à ce bassin de décantation avant la vidange de ce dernier).

2.2.4. Méthode de suivi des produits phytosanitaires

Des **analyses d'eau** à l'exutoire sont effectuées régulièrement après chaque événement pluvieux. Plus de 250 substances actives sont dosées.

Pour chacun des épisodes pluvieux, l'eau destinée à l'analyse, a été récoltée à l'exutoire juste 36 heures après l'annonce de l'orage, selon les consignes de la DIREN de Bourgogne données à la Chambre d'Agriculture de l'Yonne en 2000. Ces durées sont calculées de la façon suivante : la vitesse de déplacement des substances actives de produits phytosanitaires dans l'eau étant de 1 mm/s et la longueur maximale du chemin d'eau à parcourir dans le bassin versant de Valvan étant de 129,6 m, il faut 36h à l'eau la plus éloignée de l'exutoire pour rejoindre ce dernier¹⁴.

2.2.5. Substances actives étudiées

Parmi toutes les substances actives épandues et recherchées à l'exutoire du bassin versant au cours des épisodes pluvieux de 2000, nous ne prenons en compte que les substances actives qui ont été retrouvées dans au moins un échantillon d'eau récolté, soit 21 sur 250 substances actives recherchées. Le **tableau 2-13** permet de préciser la demi-vie et le Koc, propriétés des substances utiles pour aider à la compréhension des résultats des analyses d'eau. Le **tableau 2-14** indique la nature de la molécule, le laboratoire qui a effectué les analyses ainsi que la méthode analytique utilisée pour le dosage de la molécule.

Tableau 2-13 : Caractéristiques de persistance (demi-vie DT50) et d'adsorption dans le sol (Koc) des substances actives de produits phytosanitaires recherchées à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000 (Aurousseau *et al.*, 1998 ; INRA, 2004 ; Linders *et al.*, 1994 ; Tomlin, 1997, 2000, 2003 ; USDA, 2004).

Substance active	DT50	Minimum/maximum des DT50	Koc	Minimum/maximum des Koc
Aminotriazole	15	0/39	91	18/202
Bromopropylate	59	40/70	6309	94/6309
Chlorpyrifos-méthyl	20	1/139	4585	1189/8100
Diéthofencarbe	5	0,3/9,2	271	53/1569
Dimétomorphe	30	14/90	450	182/2528
Diuron	129	20/330	479	29/902
Fludioxynil	10	8/373	12000	7000/385000
Flumioxazine	20	15/27	889	739/983
Glufosinate-ammonium	14,5	3/40	220	1/1230
Iprodione	30	7/180	426	30/1551
Krésoxim-méthyl	21	8/511	23	219/372
Méthomyl	10	2/54	42	9/160
Myclobutanil	68	61/393	570	225/957
Norflurazon	90	21/540	700	120/1914
Oryzalin	60	10/400	1000	93/2700
Oxadixyl	90	57/300	12	10/50
Procymidone	50	7/120	1905	1905/1945
Piriméthanil	30	27/82	280	75/751
Quinalphos	21	15/70	2700	1532/3864
Terbuthylazine	45	5/150	278	162/1350
Vinchlozoline	30	3/75	267	47/43000

¹⁴ Ces consignes, qui tiennent compte des caractéristiques du Serein, ont été communiquées par courrier à Guillaume Morvan.

Les substances recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 sont composées d'un acaricide, de 3 insecticides, de 7 herbicides et de 10 fongicides (**Tableau 2-14**).

Tableau 2-14 : Méthodes d'analyses utilisées pour doser les substances actives de produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin versant de Valvan lors des événements pluvieux de l'année 2000 (HPLC : chromatographie en phase liquide, GC : chromatographie en phase gazeuse ; ¹ : LDA Drôme (26) ; ² : DEFITRACES (69) ; ³ : GIRPA (49)).

Substance active	Famille des substances actives	Méthode d'analyse	Limite de quantification (µg/L)
Aminotriazole ²	Herbicide	HPLC	< 0,02
Bromopropylate ¹	Acaricide	GC-ECD-NPD	< 0,02
Chlorpyrifos-méthyl ¹	Insecticide	GC-ECD-NPD	< 0,02
Diéthofencarbe ¹	Fongicide	GC-MS	< 0,04
Dimétomorphe ¹	Fongicide	HPLC-MS-MS	< 0,1
Diuron ¹	Herbicide	HPLC-MS-MS	< 0,02
Fludioxynil ¹	Fongicide	GC-MS	< 0,04
Flumioxazine ²	Herbicide	HPLC	< 0,1
Glufosinate-ammonium ³	Herbicide	GC/MS/MS	< 0,05
Iprodione ¹	Fongicide	GC-ECD-NPD	< 0,04
Krésoxim-méthyl ¹	Fongicide	GC-ECD-NPD	< 0,01
Méthomyl ¹	Insecticide	HPLC-DAD	< 0,1
Myclobutanil ¹	Fongicide	GC-MS	< 0,05
Norflurazon ¹	Herbicide	GC-ECD-NPD	< 0,05
Oryzalin ¹	Herbicide	HPLC-DAD	< 0,05
Oxadixyl ¹	Fongicide	GC-MS	< 0,02
Procymidone ¹	Fongicide	GC-ECD-NPD	< 0,04
Pyriméthanol ¹	Fongicide	GC-MS	< 0,04
Quinalphos ¹	Insecticide	GC-ECD-NPD	< 0,04
Terbutylazine ¹	Herbicide	HPLC-DAD	< 0,02
Vinchlozoline ¹	Fongicide	GC-ECD-NPD	< 0,02

Toutes les données parcellaires, de pratiques culturales ainsi que les résultats des analyses d'eaux sont saisis dans le logiciel des indicateurs viti-environnementaux (Allier, 2001).

3. Comparaison des deux bassins versants expérimentaux de notre étude

3.1. Similitudes et différences

3.1.1. Similitudes

Les deux bassins versant qui servent à cette étude sont de petite taille par rapport aux bassins versant des rivières ou des fleuves qui peuvent couvrir des milliers de km² (Banton et Bangoy, 1997). L'occupation du sol est dans les deux cas à dominante viticole et ces vignobles sont situés sous des climats à dominante continentale. Les deux bassins versant sont situés sur des formations pedo-géologiques à dominante calcaire.

Ces deux bassins versants ont un fonctionnement hydrologique superficiel : l'eau qui y arrive via les pluies a tendance à ruisseler avant de rejoindre d'exutoire.

Les collaborations avec la chambre d'agriculture de l'Yonne pour Valvan et avec l'ENGEES pour Rouffach ont permis d'acquisition des données caractérisant les programmes phytosanitaires appliqués sur les parcelles de vigne des bassins versants et les analyses d'eau aux exutoires lors d'épisodes pluvieux.

3.1.2. Différences

Pour Valvan, l'année d'étude 2000 a été une année « normale » en ce qui concerne les précipitations et les températures tandis que pour Rouffach les analyses d'eau ont été effectuées en 2003 qui a été une année particulièrement sèche.

Les deux protocoles de mesures mis en place à Valvan et à Rouffach ne sont pas identiques. A Valvan, les moyens financiers manquaient pour faire plusieurs relevés d'échantillons de pluies par épisode pluvieux ce qui ne permet pas de faire des comparaisons entre un hydrogramme et des concentrations de substances actives à l'exutoire. Sur le bassin versant de Rouffach, nous disposons de deux hydrogrammes (les 4 juin et 21 juillet 2003) qu'il est possible de superposer aux concentrations de substances actives mesurées à l'exutoire.

Par ailleurs, selon les collaborations mises en places pour les deux bassins versants, le nombre et la nature des substances actives dosées aux exutoires ainsi que les laboratoires où ont été effectuées les analyses ont différents. La démarche de choix des substances à analyser est aussi différente. Pour Rouffach, une enquête sur les prévisions des programmes de traitements a d'abord eu lieu afin de choisir les molécules à analyser. Compte tenu des conditions climatiques exceptionnelles de 2003, les molécules retrouvées ne sont pas toutes celles qui étaient censées être utilisées par les viticulteurs. Pour Valvan, la stratégie choisie par la chambre d'agriculture de l'Yonne était de rechercher dans les échantillons d'eau un maximum de substances actives homologuées en viticulture. En effet, faire une enquête préliminaire sur les 200 ha de vigne (soit auprès de plus de 70 viticulteurs) aurait demandé beaucoup de temps.

Le bassin versant de Valvan présente un fonctionnement hydrologique un tout petit peu différent de celui de Rouffach lié à la présence de 3 sources résurgentes. Sur ce bassin, il existe des infiltrations qui sont bloquées par une couche géologique imperméable. L'eau qui s'infiltre ressort par des sources qui ont été localisées et ont fait l'objet d'un aménagement permettant à l'eau de rejoindre le réseau hydrologique superficiel.

3.2. Intérêts et limites

3.2.1. Intérêts

Nous disposons des **données caractérisant deux bassins versants expérimentaux** : leurs caractéristiques parcellaires, les programmes phytosanitaires appliqués lors des deux années d'études hydrologiques, des analyses d'eau à l'exutoire des principales molécules épandues

lors de ces deux années, des deux hydrographes principaux pour le bassin versant de Rouffach.

Ces deux bassins versants ont un **fonctionnement hydrologique presque exclusivement superficiel** ce qui nous permet d'étudier la qualité des eaux de surface sans implication d'un fonctionnement hydrogéologique hors-mis les trois sources résurgentes présentes sur le bassin versant de Valvan. Sur ce bassin, il existe des infiltrations qui sont bloquées par une couche géologique imperméable. L'eau qui s'infiltre ressort par des sources qui ont été localisées et ont fait l'objet d'un aménagement permettant à l'eau de rejoindre le réseau hydrologique superficiel.

L'entretien du sol des deux bassins versants est très différent : Valvan est surtout constitué de parcelles désherbées chimiquement tandis que Rouffach comporte de nombreuses parcelles enherbées ou travaillées mécaniquement.

Par rapport à d'autres bassins versant où sont étudiés généralement des herbicides, nous disposons d'une grande diversité des substances actives étudiées à l'exutoire des bassins versant de Rouffach comme de Valvan : des herbicides, des insecticides et des fongicides.

3.2.2. Limites

Bien que **nous ne disposions ni du pluviogramme ni de l'hydrogramme** des événements pluvieux pour le bassin versant de **Valvan**, les échantillons d'eau sont issus d'un bassin de décantation où les eaux de ruissellement ont été mélangées, il en résulte que les quantités de substances actives mesurées sont des moyennes homogènes de ce qui est arrivé à l'exutoire.

À l'aide des données caractérisant les bassins versants de Rouffach et de Valvan et de l'indicateur I-Phy-parcelle, il est possible d'effectuer le calcul de cet indicateur dans des conditions réelles pour valider l'indicateur.

Chapitre III : application de I-Phy-BV sur les bassins versants de Rouffach et de Valvan

L'indicateur I-Phy-BV décrit dans la partie 2 chapitre 1 va être calculé ici pour chaque substance active appliquée sur au moins une des parcelles de chacun des deux bassins versants, Rouffach et Valvan, décrits dans le chapitre 2 de la partie 2. Le calcul de I-Phy-BV sur le bassin versant de Rouffach est effectué avec des données concernant l'année 2003 et le calcul de I-Phy-BV sur le bassin versant de Valvan est effectué avec des données concernant l'année 2000. Ces résultats seront ensuite comparés aux résultats d'analyses d'eau à l'exutoire des deux bassins versants respectivement en 2003 pour le bassin versant de Rouffach et 2000 pour le bassin versant de Valvan. L'objectif de ce chapitre est de montrer si I-Phy-BV, qui évalue un risque de pollution des eaux de surface d'un bassin versant, peut être corrélé à des pollutions en substances actives mesurées à l'exutoire d'un même bassin versant.

1. Agrégation des I-Phy-parcelle

L'indicateur I-Phy-parcelle est calculé pour chaque parcelle (voir chapitre 2 de la partie 2) et pour chaque substance active. Pour obtenir un indicateur global à l'échelle du bassin versant, il est nécessaire d'agréger ces résultats obtenus à l'échelle de la parcelle. Dans ce chapitre, nous utiliserons une des méthodes les plus simples, et qui est souvent utilisée dans les approches environnementales : la moyenne pondérée *au prorata* des surfaces des parcelles (2-5) (Van Der Werf et Zimmer, 1998).

$$\text{I-Phy-BV} = (\sum \text{I-Phy-parcelle}_i * \text{surface}_i) / (\sum \text{surface}_i) \quad (2-5)$$

Avec

I-Phy-BV: risque de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires dans le bassin versant

I-Phy-parcelle_i : valeur de I-Phy-parcelle pour la parcelle i

surface_i : surface de la parcelle i

2. Résultats relatifs au bassin versant de Rouffach

Dans un premier temps, il s'agit de calculer l'indicateur I-Phy-parcelle pour les exploitations viticoles du bassin versant de Rouffach, puis d'agréger ces résultats au moyen d'une moyenne pondérée par les surfaces des parcelles pour enfin comparer I-Phy-BV avec les concentrations des substances actives retrouvées à l'exutoire lors des épisodes pluvieux étudiés. Pour pouvoir comparer les concentrations en substances actives à l'exutoire et les résultats de I-Phy-BV, ce dernier est calculé pour chaque substance active appliquée sur le bassin versant. A la suite de cela, il est possible de comparer les calculs de I-Phy-BV en 2003 et les concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003. Mais avant de les comparer, nous analyserons les résultats du calcul de I-Phy-BV et nous intéresserons

aux traitements effectués par les viticulteurs pour comprendre les données expérimentales dont nous disposons.

2.1. Analyses des concentrations de substances actives à l'exutoire du bassin versant

2.1.1. Résultats bruts des analyses d'eau à l'exutoire du bassin versant

Dans un premier temps, nous traiterons des concentrations en substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant et les comparons par la suite aux résultats de I-Phy-BV.

Les concentrations des molécules retrouvées sont présentées dans l'**annexe 2-8**. Les deux molécules qui sont retrouvées en plus grande quantité dans les échantillons recueillis sont deux herbicides : principalement, le glyphosate et le diuron lors de l'épisode pluvieux du 4 juin 2003 (**Annexe 2-8**). Les concentrations retrouvées se situent largement au-dessus de la norme de potabilité (0,1 µg/L). Le produit de dégradation de glyphosate, l'AMPA, est aussi retrouvé en grandes quantités à l'exutoire du bassin versant (entre 0,3 et 23 µg/L).

La méthode utilisée pour comparer les résultats de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant est la suivante : d'abord, nous sélectionnerons les échantillons qui seront comparés aux résultats de I-Phy-BV (**Tableau 2-15**). Puis, pour chaque date de prélèvement d'échantillon d'eau à l'exutoire, nous choisirons l'échantillon qui comporte la plus forte concentration de substance active (**Tableau 2-15**). En effet, d'autres auteurs ont choisi d'utiliser la concentration maximale en substance active mesurée à l'exutoire d'un bassin versant en raison de sa signification écotoxicologique (Brown *et al.*, 2002).

Tableau 2-15 : Substances actives présentant les concentrations les plus élevées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour chaque épisode pluvieux.

Date de l'épisode pluvieux	26/05/03	04/06/03	07/07/03	21/07/03	27/07/03	18/08/03	01/09/03
Nombres d'échantillons disponibles	1	19	2	19	1	1	7
Concentration maximale parmi toutes les molécules de tous les échantillons de l'épisode pluvieux étudié (µg/L)	0,9	11	4,8	83	38	14	17
Nom de la molécule	glyphosate	diuron	glyphosate	glyphosate	glyphosate	glyphosate	glyphosate
Numéro de l'échantillon retenu	N°1	N°14	N°2	N°5	N°1	N°1	N°4

Des **figures 2-18, 2-19 et 2-20** il ressort une forte variabilité des concentrations mesurées. Selon les épisodes pluvieux, la concentration de la substance active retrouvée à l'exutoire du bassin versant de Rouffach peut varier d'un facteur 10 à 100 : de 0,05 à 83 µg/L pour les maximums des concentrations lors d'un épisode (**Figure 2-18**), de 0,02 à 38 µg/L pour les moyennes des concentrations pour un épisode (**Figure 2-19**) et de 0,01 à 38 µg/L pour les minima des concentrations pour un épisode (**Figure 2-20**).

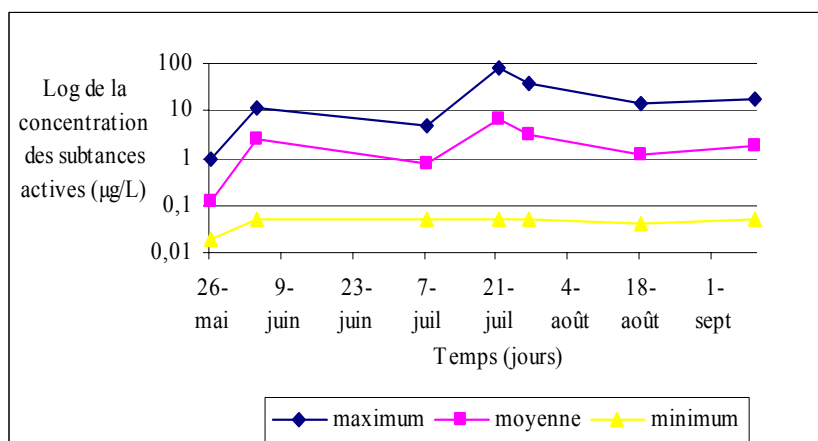


Figure 2-18 : Maximum, moyenne et minimum pour chaque épisode pluvieux du maximum des concentrations (en µg/L) des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach au cours des 7 épisodes pluvieux étudiés en 2003.

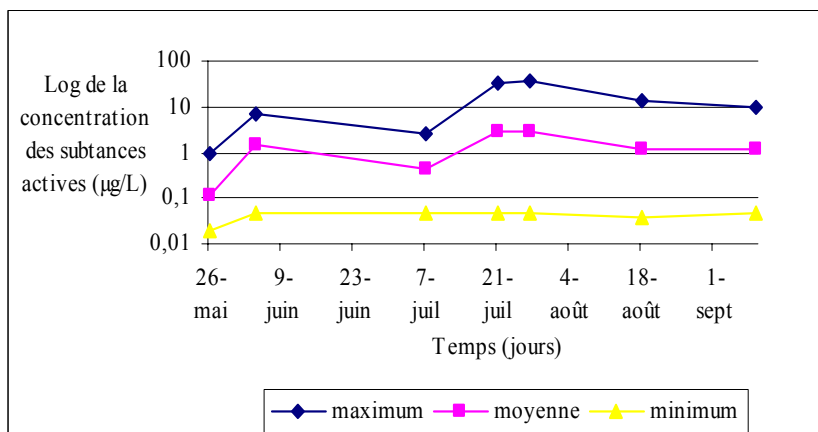


Figure 2-19 : Maximum, moyenne et minimum pour chaque épisode pluvieux de la moyenne des concentrations (en µg/L) des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach au cours des 7 épisodes pluvieux étudiés en 2003.

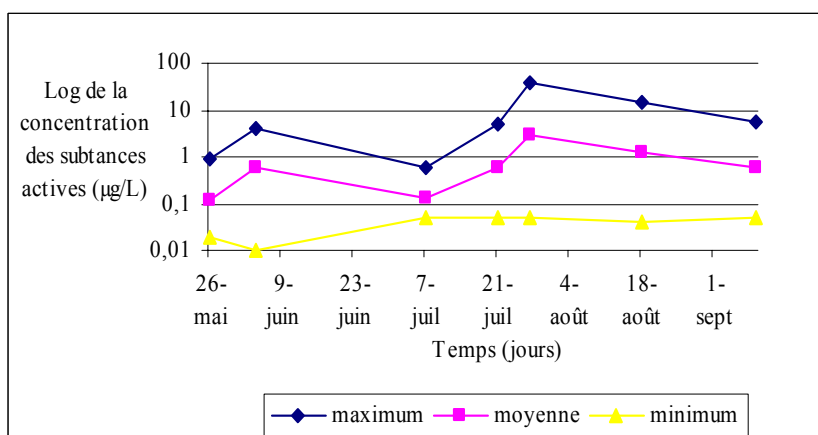


Figure 2-20 : Maximum, moyenne et minimum pour chaque épisode pluvieux du minimum des concentrations (en µg/L) des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach au cours des 7 épisodes pluvieux étudiés en 2003.

En analysant les résultats par substance active, un premier constat s'impose, la prépondérance du glyphosate qui est la molécule la plus retrouvée à chaque événement pluvieux (**Tableau 2-15**). Les concentrations maximales de cette substance active sont bien au-dessus de la limite des 0,1 µg/L pour la majorité des traitements effectués en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Pour chacun des échantillons d'eau retenus, nous ne gardons, pour la comparaison avec I-Phy-BV, que les substances actives qui ont été appliquées sur au moins une des parcelles du bassin versant en 2003 et qui sont retrouvées dans l'échantillon d'eau correspondant.

Cependant le dispositif de mesure en place permet d'obtenir pour des événements pluvieux importants l'évolution des concentrations en fonction du temps. Pour les événements du 04/06/03 et 21/07/03, ceci est le cas (**Figures 2-21 et 2-22**).

2.1.2. Hydrogrammes et concentrations en substances actives

Le débit d'eau à l'exutoire du bassin versant de Rouffach a été enregistré tout au long des deux épisodes pluvieux du 04/06/03 et du 21/07/03 grâce à un débitmètre mis en place par N. Domange de l'ENGES dans le cadre de sa thèse. Le 04/06/03, l'échantillonnage d'eau à l'exutoire a été effectué dès le début de l'épisode pluvieux. Un échantillon a été prélevé régulièrement, tous les 4 m³ arrivant à l'exutoire. Le volume d'eau arrivant à l'exutoire lors de cet épisode pluvieux fut tel que la capacité d'échantillonnage, techniquement limitée à 19 prélèvements a été dépassée. Cet inconvénient nous a privé des informations concernant la fin du ruissellement à l'exutoire du bassin versant. L'équipe de recherche de l'ENGES a remédié à cet inconvénient après le 4 juin, en adoptant un réglage de prélèvement des échantillons sur un pas de 8 m³ au lieu de 4 m³. Dès lors, à partir du 5 juin, il a été possible d'obtenir des prélèvements d'échantillons sur tout l'épisode de ruissellement arrivant à l'exutoire du bassin versant. Ainsi lors de l'épisode pluvieux du 21/07/03, 19 échantillons encadrant toute la période d'arrivée d'eau à l'exutoire ont pu être récoltés (**Figures 2-21 et 2-22**).

Les deux hydrogrammes présentent tous deux **3 phases distinctes** : la percée du débit s'effectue selon un front raide et atteint rapidement sa valeur maximale : 127 L/s le 04/06/03 et 97 L/s le 21/07/03. Nous observons ensuite un léger plateau, moins marqué le 21/07/03 (2 minutes) que le 04/06/03 (6 minutes). Les débits d'eau décroissent ensuite progressivement en formant une traînée d'environ 7 heures le 04/06/03 et d'environ 2 heures le 21/07/03. La traînée de l'épisode du 04/06/03 présente un petit pic assez net 2 heures après le début de l'enregistrement du débit de la pluie qui pourrait correspondre à la contribution d'une sous-partie du bassin versant de Rouffach : la route ou le chemin. L'eau qui ruisselle de cette partie du bassin versant arrive après l'eau qui ruisselle des zones imperméables (route ou chemin) du bassin versant de Rouffach. Le même phénomène semble avoir lieu, mais de façon moins nette lors de l'épisode pluvieux du 21 juillet 2003 avec un léger pic positionné entre 9h25 et 9h56.

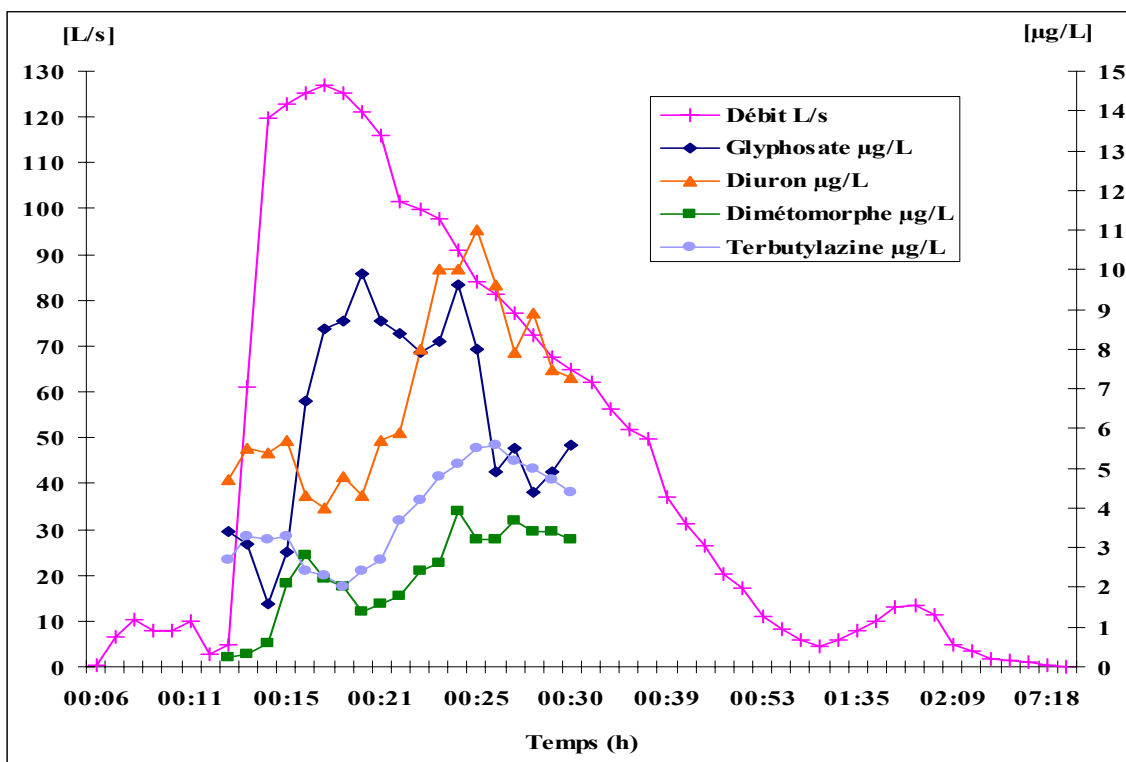


Figure 2-21 : Hydrogramme du 4 juin 2003 et concentrations du glyphosate, du diuron, du dimétomorphe et de la terbutylazine (en µg/L) mesurées dans les échantillons recueillis à l'exutoire du bassin versant de Rouffach le 4 juin 2003 (d'après les données de N. Domange, CEVH/ENGEEES).

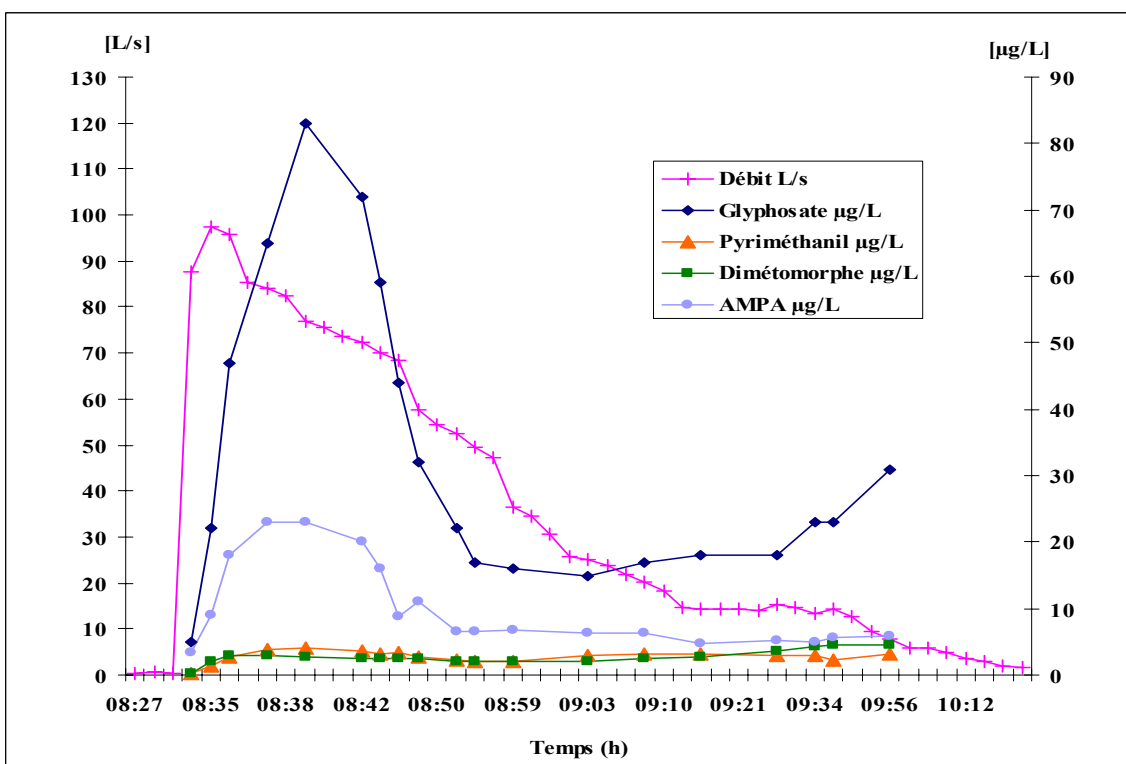


Figure 2-22 : Hydrogramme du 21 juillet 2003 et concentrations du glyphosate, du diuron, du pyriméthanil et de l'AMPA (en µg/L) mesurées dans les échantillons recueillis à l'exutoire du bassin versant de Rouffach le 21 juillet 2003 (d'après les données de N. Domange, CEVH/ENGEEES).

Le choix était de représenter sur les **figures 2-21 et 2-22**, les **substances actives retrouvées en plus grande quantité** dans les échantillons analysés : le 04/06/03, ce sont par ordre croissant de concentrations, le glyphosate, le diuron, le dimétomorphe et la terbutylazine ; le 21/07/03, ce sont le glyphosate, l'AMPA, le pyriméthanil et le dimétomorphe. Le 04/06/03, l'augmentation des concentrations en substances actives dans les échantillons récoltés présente un retard par rapport à l'hydrogramme plus important que pour l'épisode pluvieux du 21/07/03.

Le 04/06/03, les concentrations de substances actives ne sont mesurées que sur le début de la traînée mais il est quand même possible d'observer pour les 4 substances actives les plus importantes le pic maximal de concentration qui commence : à 00h19 pour le glyphosate, à 00h23 pour le diuron, à 00h24 pour le dimétomorphe et à 00h25 pour la terbutylazine tandis que la percée de l'hydrogramme a lieu à 00h15.

Le 21/07/03, les concentrations de substances actives sont mesurées tout au long de l'épisode pluvieux, et tandis que la percée des produits phytosanitaires a lieu à 08h 34 pour les 4 substances actives les plus importantes, le pic maximal de concentration commence à 08h40 pour le glyphosate, à 08h35 pour l'AMPA et le dimétomorphe et à 08h38 pour le pyriméthanil.

2.2. Programmes de traitements phytosanitaires appliqués en 2003

Pour comparer le calcul de I-Phy-BV avec les concentrations des substances actives retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003, il est tout d'abord nécessaire de connaître les caractéristiques des applications des produits phytosanitaires sur les parcelles constituant le bassin versant, et notamment la date d'application et la dose d'application de chaque produit phytosanitaire. En effet, pour chaque épisode pluvieux, I-Phy-BV est calculé pour les produits phytosanitaires appliqués strictement avant la date de cet épisode pluvieux (**Tableau 2-16**).

Tableau 2-16 : Date de la dernière application d'un produit phytosanitaire sur le bassin versant de Rouffach en 2003 avant chaque épisode pluvieux étudié cette même année.

Date de l'épisode pluvieux	26/05/03	04/06/03	07/07/03	21/07/03	27/07/03	18/08/03	01/09/03
Jour de la dernière application en date d'un produit phytosanitaire sur le bassin versant de Rouffach avant l'épisode pluvieux suivant	23/05/03	02/06/03	03/07/03	17/07/03	23/07/03	12/08/03	12/08/03

- Pourcentage des surfaces traitées avant chaque pluie

Tous les viticulteurs n'ont pas appliqué le même programme de traitements phytosanitaires sur leurs parcelles. Certaines molécules comme le cymoxanil, le glyphosate ou le krésoxim-méthyl sont épandues sur une grande partie du bassin versant, tandis que d'autres comme l'azoxystrobine, le dimétomorphe ou l'oryzalin sont très peu épandues puisqu'elles ne le sont

jamais sur plus de 10 % de la surface totale du bassin versant (**figure 2-23**). La **figure 2-23** permet également de montrer que tout l'épandage de certaines molécules est effectué avant le 26 mai. C'est le cas de l'oryzalin et du penconazole tandis que les quantités d'autres substances actives épandues de façon régulière tout au long du cycle cultural de la vigne, c'est le cas du cymoxanil, du glyphosate et du thiodicarbe.

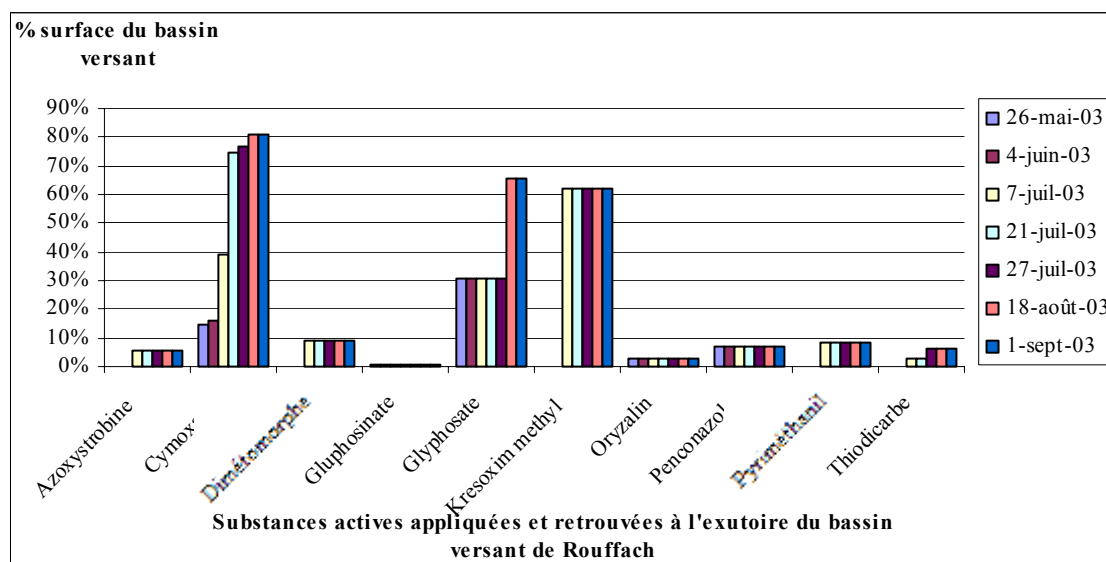


Figure 2-23 : Pourcentage de la surface du bassin versant de Rouffach traitée avec les produits phytosanitaires figurant dans les programmes de traitements des viticulteurs et retrouvés à l'exutoire du bassin versant, pour les 7 épisodes pluvieux enregistrés en 2003.

- Répartition des applications des substances actives en 2003

Dans un premier temps, nous avons calculé les quantités de substances actives appliquées sur le bassin versant de Rouffach en 2003 avant chacun des 7 épisodes pluvieux étudiés cette année-là. Puis, nous avons ramené ces quantités (en kg) au pourcentage de la quantité totale de substances actives appliquées pour l'année 2003 qu'elles représentaient.

En 2003, les programmes de traitements ont principalement été effectués avant le 21 juillet : près de 80 % de la quantité totale de substances actives appliquées. Le dernier traitement a été effectué le 12/08/03 (**Tableau 2-17**).

Tableau 2-17 : Pourcentage de toutes les substances actives appliquées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach avant chaque épisode pluvieux étudié.

Épisodes pluvieux étudiés	26/05/03	04/06/03	07/07/03	21/07/03	27/07/03	18/08/03	01/09/03
Pourcentage de la quantité de toutes les substances actives épandues	51 %	52 %	61 %	80 %	88 %	100 %	100 %

Par ailleurs, nous avons aussi calculé la quantité appliquée (en kg) de chacune des substances actives retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003. Il apparaît (**Tableau 2-18**) que la molécule appliquée en plus grande quantité au cours du cycle cultural de la vigne en 2003 est le glyphosate avec près de 94 kg). Cette molécule a été utilisée lors de 2 périodes de traitement : avant le premier épisode pluvieux du 26/05/04 et entre l'avant-dernier et le dernier épisode pluvieux, les 18/08/04 et 01/09/04.

La quantité appliquée des autres molécules ne dépasse pas 4 kg pour l'année et la majorité des molécules ont été appliquées en une seule fois alors qu'à l'extrême inverse, le cymoxanil a été appliqué en au moins 6 passages (**Tableau 2-18**).

Tableau 2-18 : Pourcentage du total de chaque substance active appliquée en 2003 sur le bassin versant de Rouffach avant chaque épisode pluvieux étudié et quantité totale appliquée en kg. Les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide.

Épisodes pluvieux étudiés	26/05/03	04/06/03	07/07/03	21/07/03	27/07/03	18/08/03 et 01/09/03	Quantité totale appliquée en 2003 (kg)
AZOXYSTROBINE (F)	-	-	100 %	100 %	100 %	100 %	0,29
Cymoxanil (F)	18 %	20 %	48 %	93 %	96 %	100 %	4,11
Dimétomorphe (F)	-	-	100 %	100 %	100 %	100 %	0,58
Gluphosinate (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	0,44
Glyphosate (H)	50 %	50 %	50 %	50 %	100 %	100 %	94,17
Krésoxim-méthyl (F)	-	-	100 %	100 %	100 %	100 %	2,59
Oryzalin (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	1,02
Penconazole (F)	-	-	100 %	100 %	100 %	100 %	0,05
Pyriméthanol (F)	-	-	100 %	100 %	100 %	100 %	2,52
Thiodicarbe (I)	-	-	42 %	42 %	100 %	100 %	0,72

2.3. Résultats de I-Phy-BV

Sur le bassin versant de Rouffach, nous avons suivi 7 épisodes pluvieux en 2003, lors desquels l'ENGEES a recueilli des échantillons d'eau à l'exutoire du bassin versant. Ils nous ont permis de calculer I-Phy-BV pour chaque substance active présente dans les programmes de traitements appliqués en 2003 sur les parcelles du bassin versant de Rouffach. Nous avons retenu pour notre étude les résultats de I-Phy-BV des molécules recherchées et retrouvées dans les échantillons d'eau recueillis lors des épisodes pluvieux étudiés en 2003. La **figure 2-24** permet de visualiser les résultats de ces calculs pour les substances actives appliquées et retrouvées à l'exutoire au moins sur une parcelle du bassin versant. Les valeurs sont comprises entre 6,2 (pour le glyphosate) et 10 (pour le penconazole).

Il est normal de ne pas obtenir de note de I-Phy-BV pour l'AMPA car ce n'est pas une substance active mais un produit de dégradation du glyphosate. La molécule n'est donc jamais utilisée comme produit phytosanitaire mais se retrouve après application du glyphosate. Les concentrations d'AMPA mesurées à l'exutoire du bassin versant sont intégrées aux concentrations de glyphosate retrouvées à l'exutoire sous forme d'un pourcentage : selon (Linders *et al.*, 1994), 15 % du glyphosate se retrouve sous forme d'AMPA.

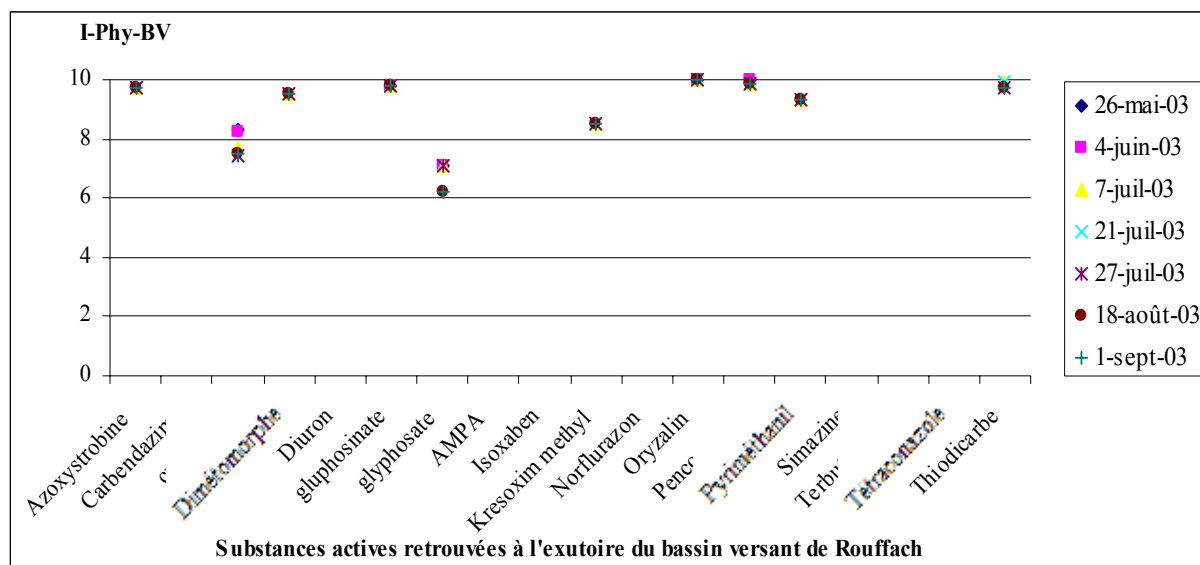


Figure 2-24 : Valeurs de I-Phy-BV pour toutes les substances actives retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach et pour les 7 épisodes pluvieux enregistrés en 2003.

Les valeurs de I-Phy-BV varient de **3,8 points** d'indicateur (entre 6,2 et 10) alors que les valeurs de I-Phy-parcelle varient de 9,85 points d'indicateur (0,05 pour une application de glyphosate le 14/04/03 et 9,9 pour une application de penconazole le 02/07/03). Une des raisons de la diminution de l'amplitude des résultats entre les I-Phy-parcelle et I-Phy-BV est la prise en compte dans le calcul de I-Phy-BV des parcelles qui ne sont pas traitées (et qui présentent donc une valeur de I-Phy-parcelle égale à 10). En effet, comme ces parcelles sont prises en compte dans I-Phy-BV *au prorata* de leur surface et qu'elles ne subissent pas de traitement phytosanitaire ce qui se traduit par une valeur de I-Phy-parcelle égale à 10, elles atténuent l'effet néfaste de l'application de produits phytosanitaires des parcelles traitées attenantes et tirent le résultat de l'indicateur à la hausse. Ces parcelles non traitées sont prises en compte car elles font partie du bassin versant et jouent un rôle dans les flux d'eau du réseau hydrologique.

2.4. Comparaison de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant

2.4.1. Méthodologie

Nous avons tenté de corréliser les valeurs de I-Phy-BV par substance active aux concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire. Le nombre de points obtenus diffère d'un graphique à l'autre (les 7 graphiques de la **Figure 2-25**). Pour les épisodes pluvieux des **04/06/03, 27/07/03 et 18/08/03** il n'y a que 2 points. Par exemple le 27/07/03, il y a 10 substances actives qui sont épandues sur des parcelles du bassin versant et qui présentent un I-Phy-BV $\neq$ 10 mais à l'exutoire n'en sont retrouvées que 2, le glyphosate et le pyriméthani (Tableaux 2-19, 2-20 et 2-21).

2.4.2. Comparaison par événement pluvieux sur les concentrations maximales

Les **tableaux 2-19 à 2-21** donnent un aperçu des valeurs des concentrations et des calculs de I-Phy-BV utilisés pour construire les corrélations de la **figure 2-25**. Finalement, malgré le nombre important de molécules recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 et le nombre important de molécules utilisées lors de l'application des programmes de traitements phytosanitaires sur les parcelles du bassin versant, peu de données sont utilisables pour effectuer les comparaisons entre les concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire et les résultats de I-Phy-BV. Nous considérons une donnée « utilisable » lorsque nous disposons pour une molécule d'un résultat de I-Phy-BV différent de 10 (ce qui signifie qu'il y a eu application de cette molécule sur un ou plusieurs parcelles du bassin versant) et d'un résultat de concentration au dessus du seuil de détection de la technique analytique pour un épisode pluvieux donné.

Tableau 2-19 : Valeurs de I-Phy-BV, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'échantillon n°1 du 07/07/03. En gras, sont notés les valeurs utilisables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Substance active	Concentration de la substance active (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BV (entre 0 et 10)
Azoxystrobine (F)	0,12	5,3 %	9,8
Carbendazime (F)	0,07	0	
Cymoxanil (F)	0,05	77,0 %	7,5
Dimétomorphe (F)	2,6	8,8 %	9,6
Diuron (H)	0,8	0	-
Gluphosinate (H)	< 0,1	0,9 %	9,8
Glyphosate (H)	4,8	30,8 %	7,1
AMPA (H)	3,7	0	
Isoxaben (H)	< 0,1	0	
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,1	62,3 %	8,5
Norflurazon (H)	< 0,1	0	
Oryzalin (H)	< 0,1	2,8 %	9,9
Penconazole (F)	< 0,05	7 %	9,9
Pyriméthanil (F)	0,16	8,7 %	9,3
Simazine (H)	0,15	0	
Terbutylazine (H)	0,37	0	
Tétraconazole (F)	0,06	0	
Thiodicarbe (I)	< 0,05	6,6 %	9,8

Tableau 2-20 : Valeurs de I-Phy-BV, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'échantillon n°5 du 21/07/03. En gras, sont notés les valeurs utilisables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Substance active	Concentration de la substance active (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BV (entre 0 et 10)
Azoxystrobine (F)	1,5	5,3 %	9,8
Carbendazime (F)	< 0,05	0	
Cymoxanil (F)	< 0,05	74,8%	7,5
Dimétomorphe (F)	2,8	8,8 %	9,6
Diuron (H)	0,96	0	
Gluphosinate (H)	< 0,1	0,9 %	9,8
Glyphosate (H)	83	30,8 %	7,1
AMPA (H)	23	0	
Isoxaben (H)	< 0,1	0	
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,1	62,3 %	8,5
Norflurazon (H)	0,1	0	
Oryzalin (H)	0,15	2,8 %	9,9
Penconazole (F)	< 0,05	7 %	9,9
Pyriméthanil (F)	4,1	8,7 %	9,3
Simazine (H)	0,36	0	
Terbutylazine (H)	0,29	0	
Tétraconazole (F)	0,08	0	
Thiodicarbe (I)	< 0,05	2,8 %	9,9

Une raison pour laquelle nous disposons de plus de données utilisables pour l'épisode pluvieux du 21/07/03 (**Tableau 2-20**) par rapport à l'épisode pluvieux du 27/07/03 (**Tableau 2-21**) est sans doute que lors du premier épisode pluvieux il y a eu beaucoup plus de ruissellement que lors du second ceci peut s'expliquer à l'aide de la hauteur de la pluie mesurée : environ 15 mm le 21/07/03 et presque 0 mm le 27/07/03 (**Figure 2-8**).

Tableau 2-21 : Valeurs de I-Phy-BV, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'épisode pluvieux du 27/07/03. En gras, sont notés les valeurs utilisables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Substance active	Concentration de la substance active (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BV (entre 0 et 10)
Azoxystrobine (F)	< 0,05	5,3 %	9,8
Carbendazime (F)	< 0,05	0	
Cymoxanil (F)	< 0,05	77,0 %	7,5
Dimétomorphe (F)	< 0,05	8,8 %	9,6
Diuron (H)	1,6	0	
Gluphosinate (H)	< 0,1	0,9 %	9,8
Glyphosate (H)	38	30,8 %	7,1
AMPA (H)	11	0	
Isoxaben (H)	< 0,1	0	
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,1	62,3 %	8,5
Norflurazon (H)	< 0,1	0	
Oryzalin (H)	< 0,1	2,8 %	9,9
Penconazole (F)	< 0,05	7 %	9,9
Pyriméthanil (F)	1,5	8,7 %	9,3
Simazine (H)	0,32	0	
Terbutylazine (H)	1,1	0	
Tétraconazole (F)	< 0,05	0	
Thiodicarbe (I)	< 0,05	6,6 %	9,8

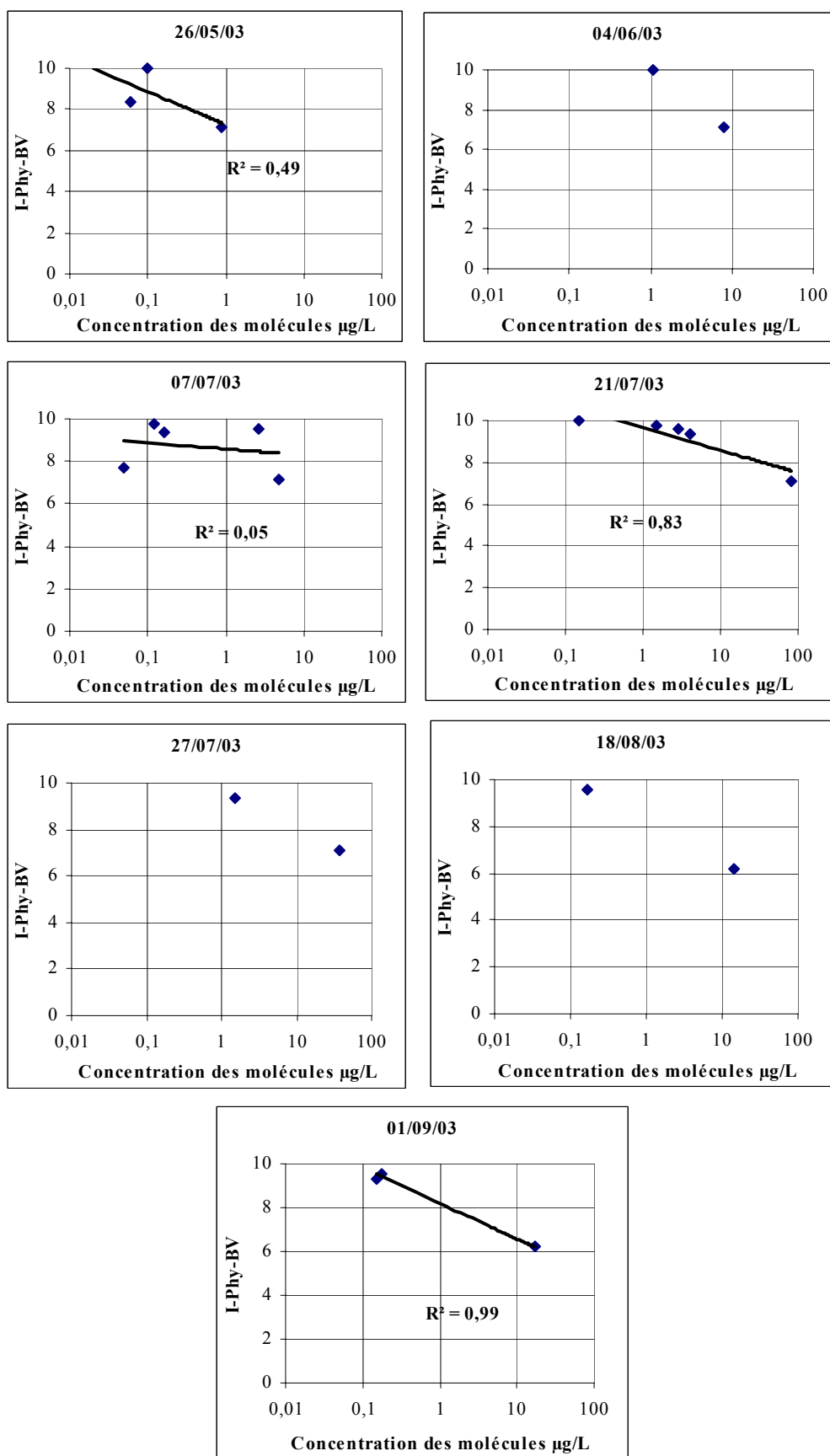


Figure 2-25 : Comparaison des concentrations des substances actives retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach et des valeurs de I-Phy-BV pour ces mêmes substances actives pour les épisodes pluvieux des 26/05/03, 04/06/03, 07/07/03, 21/07/03, 27/07/03, 18/08/03 et 09/09/03.

Parmi les 7 graphiques composant la **Figure 2-25**, nous constatons qu'il y a peu de graphiques comportant suffisamment de points pour comparer les résultats de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003. Toutefois, les quelques droites de régressions construites, pour les épisodes pluvieux des 26/05/03, 07/07/03, 21/07/03 et 01/09/03, montrent globalement une cohérence entre l'augmentation du risque de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires (I-Phy-BV) et l'augmentation des concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant. En effet, toutes les régressions linéaires construites ont une pente négative ce qui confirme que si la concentration en substances actives augmente alors, logiquement, le risque de pollution des eaux de surface augmente aussi. Il s'agit toutefois de rester prudent car ces droites de régression sont construites avec un nombre restreint de points.

La **figure 2-24** permettait d'observer les amplitudes de variation de I-Phy-BV par substance active. La **figure 2-25** permet de corrélérer ces amplitudes avec les amplitudes des concentrations en substances actives à l'exutoire. I-Phy-BV varie au maximum de 3,8 points tandis que les concentrations peuvent varier de 0,01 à 100 µg/L.

En ce qui concerne l'épisode pluvieux du **04/06/03**, la comparaison de I-Phy-BV avec les échantillons 1, 2 ou 3 permet de construire une régression dont le R^2 est compris entre 0,91 et 0,95 mais ces régressions sont construites avec seulement 3 points dont 2 points sont toujours groupés ce qui ne suffit pas pour obtenir une régression satisfaisante. Les graphiques des échantillons 16, 17, 18 et 19 ne sont pas satisfaisants non plus : l'oryzalin présente une valeur de I-Phy-BV égale à 9,9 tandis que sa concentration à l'exutoire est comprise entre 2,6 (échantillon 16) et 1,7 (échantillon 19) µg/L (**Annexes 2-9 et 2-10**).

Pour les épisodes pluvieux du **26/05/03** et du **01/09/03**, nous disposons de 3 points ce qui permet d'obtenir un R^2 respectivement de 0,49 et 0,99. Ce dernier résultat n'est pas utilisable car le nombre de point servant à construire cette régression est trop faible, de plus la droite de régression présente artificiellement un très bon coefficient de régression car 2 des 3 points sont regroupés.

L'épisode pluvieux du **07/07/03** ($R^2 = 0,05$) ne permet pas non plus d'établir une corrélation entre les résultats de I-Phy-BV et les concentrations en substances actives mesurées à l'exutoire car à des concentrations de substances actives à l'exutoire correspondent de trop fortes valeurs de I-Phy-BV soit de trop faibles risques environnementaux.

Pour l'épisode pluvieux du **07/07/03**, la mauvaise corrélation entre les résultats de I-Phy-BV et les concentrations de substances actives mesurées ($R^2 = 0,05$) est liée à la présence de 2 points : le cymoxanil (I-Phy-BV = 7,7 pour une concentration mesurée de 0,05 µg/L) et le dimétomorphe (I-Phy-BV = 9,6 pour une concentration mesurée à l'exutoire de 2,6 µg/L). Ces 2 points « posent problème » car l'un d'eux surestime le risque environnemental (le point du cymoxanil) tandis que l'autre le sous-estime (le dimétomorphe) ce qui est plus ennuyeux. Les 2 molécules ont des demi-vies assez courtes (5 jours pour le cymoxanil et 30 jours pour le dimétomorphe).

Le seul épisode pluvieux qui permet de corrélérer efficacement les valeurs de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach est celui du **21/07/03**. En effet, il est possible d'établir une droite de régression qui présente

un coefficient de corrélation $R^2=0,83$ mais la pente de la droite de régression trop faible (coefficient de la pente = -0,47).

2.4.3. Comparaison par événement pluvieux avec les autres échantillons d'eau

Dans la partie qui précède, nous avons choisi l'échantillon d'eau récolté à l'exutoire du bassin versant avec la concentration de substance active la plus importante (voir paragraphe 2-1-1 de ce chapitre). Les résultats ne nous ont pas permis de mettre en relation les résultats de I-Phy-BV avec les concentrations en substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003.

Pour **l'épisode pluvieux du 04/06/03**, nous nous sommes intéressés aux autres échantillons recueillis lors de cet épisode pluvieux. Parmi les 19 échantillons d'eau, certains permettent de faire des comparaisons avec I-Phy-BV avec plus de points (3 points pour les échantillons 1, 2, 3, 16, 17, 18 et 19) (**Annexe 2-9**). Les coefficients de régression ont une valeur autour de 0,01 (échantillons 16 et 17) ce qui ne permet pas de mettre en évidence une relation entre I-Phy-BV et les concentrations à l'exutoire. Nous avons aussi obtenu des coefficients de régressions peuvent aussi présenter des valeurs entre 0,91 et 0,96 (échantillon 1) mais avec seulement 3 points dont 2 sont très proches, ce qui ne valide pas non plus une relation entre I-Phy-BV et la concentration d'une substance active à l'exutoire.

En ce qui concerne **l'épisode pluvieux du 21/07/03**, la comparaison des résultats de I-Phy-BV avec les autres échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant complète les résultats trouvés avec l'échantillon 5 (**Annexes 2-10**). En effet, tous les échantillons permettent de construire des graphiques avec 5 points. Les graphiques des échantillons 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10 et 11 fournissent des droites de régressions avec des R^2 variant de 0,74 (échantillon 11) à 0,98 (échantillon 3). L'échantillon 5 se situe à la moyenne, cette dernière est de 0,84 avec un écart-type de 0,08.

2.5. Étude de la vraisemblance d'I-PhyBV pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant

Lors de la construction des indicateurs selon la méthode INDIGO[®], il est nécessaire d'effectuer un test de vraisemblance (Girardin *et al.*, 1999b). De nombreuses substances actives ne sont pas retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003. Ces données n'ont pas été utilisées pour la comparaison des résultats avec les calculs de I-Phy-BV. Le **tableau 2-22** met en évidence que les valeurs de I-Phy-BV calculé pour les molécules non retrouvées à l'exutoire sont principalement dans l'intervalle]8 ; 10], ce qui confirme que ces molécules ne présentent pas un risque majeur pour la qualité des eaux de surface du bassin versant de Rouffach. Néanmoins 4 résultats de I-Phy-BV (6 %, ce qui correspond à 4 corrélations sur 68 au total) sont compris dans l'intervalle]6 ; 8] correspondant à des concentrations en substances actives inférieures au seuil de détection de la méthode de dosage employée. Nous arrivons donc à un pourcentage de vraisemblance de 94 % pas loin du seuil de 95 % ce qui n'est pas mauvais. Les résultats posant problème correspondent tous à la molécule fongicide cymoxanil, qui n'est retrouvée dans aucun échantillon récolté à l'exutoire avant le 07/07/03 bien qu'épandue plusieurs fois au cours de l'année sur de nombreuses parcelles du bassin versant. Ceci peut s'expliquer par les importantes quantités épandues sur les parcelles (cette variable a un poids important dans le résultat de l'indicateur I-Phy-BV).

Par ailleurs le cymoxanil présente une demi-vie (DT50) de 15 jours, qui est au milieu de l'intervalle flou Qui est [1 ; 30 jours].

Tableau 2-22 : Test de vraisemblance pour les substances actives appliquées sur des parcelles du bassin versant de Rouffach en 2003 mais qui ne sont pas retrouvées dans les échantillons récoltés à l'exutoire du bassin versant au cours des 7 épisodes pluvieux étudiés en 2003 : décompte des mesures d'analyse d'eau des molécules non détectées dans les échantillons d'eau des 7 épisodes pluvieux.

	Limites de détection	< 0,05 µg/L	< 0,02 µg/L	< 0,1 µg/L
I-Phy-BV	[0 ; 2]			
	[2 ; 4]			
	[4 ; 6]			
	[6 ; 8]	4		
	[8 ; 10]	31	2	31

3. Résultats relatifs au bassin versant de Valvan

3.1. Analyses des concentrations de substances actives à l'exutoire du bassin versant

Sur le bassin versant de Valvan, 5 épisodes pluvieux ont été étudiés en 2000. Pour chaque épisode pluvieux, un seul échantillon d'eau a été récolté à l'exutoire du bassin versant. Nous utilisons les résultats de chacun de ces échantillons pour la suite du paragraphe 3 (voir le paragraphe 2-2-3 du chapitre 2 de la partie 2).

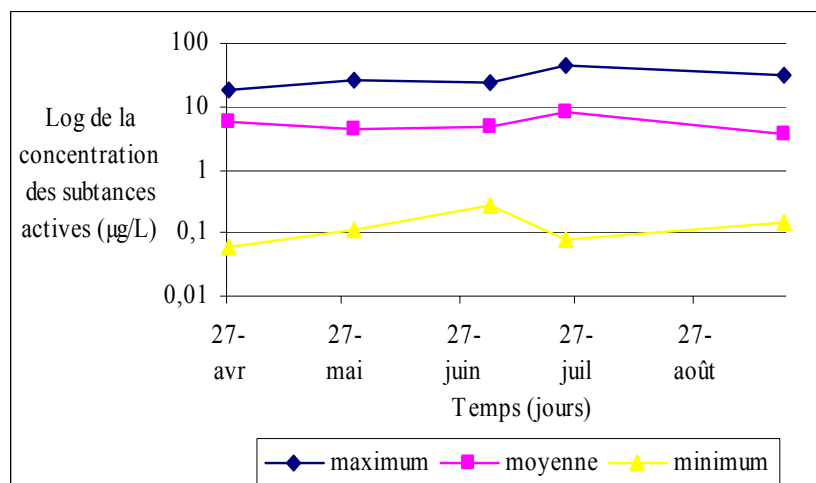


Figure 2-26 : Maximum, moyenne et minimum des concentrations (en µg/L) pour chaque épisode pluvieux, des substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Valvan au cours des 5 épisodes pluvieux étudiés en 2000.

Les concentrations des molécules retrouvées à l'exutoire du bassin versant sont présentées à l'aide du **tableau 2-23**. Contrairement aux analyses effectuées à l'exutoire de Rouffach, sur le bassin versant de Valvan, ce ne sont pas toujours des herbicides qui sont retrouvés en majorité. Les deux premiers épisodes pluvieux sont très concentrés en un herbicide, la terbutylazine (18 et 27 µg/L respectivement pour les 27 avril et 30 mai 2000), ce

qui paraît logique étant donné qu'à cette période de l'année il n'y a pas encore eu de traitement fongicide ou insecticide sur la vigne et quasiment que des traitements herbicides. Les autres substances actives retrouvées majoritairement lors des trois épisodes pluvieux des 4 juillet, 24 juillet et 19 septembre sont respectivement un fongicide, le diméthomorphe (23,4 µg/L), un insecticide, le méthomyl (45 µg/L) et un fongicide, le fludioxonil (30 µg/L).

Tableau 2-23 : Concentrations des substances actives retrouvées dans les eaux de ruissellement à l'exutoire du bassin versant de Valvan lors des principaux événements pluvieux de l'année 2000 (concentrations en µg/L pour les herbicides, H, les fongicides, F et les insecticides, I).

H (µg/L)	Aminotriazole	Diuron	Flumioxazine	Glufosinate	Norflurazon
27/04/00	25	5,5	0,16	0	1,2
30/05/00	34	4,5	0	0	1,5
04/07/00	6,5	2,4	0	0	3,3
24/07/00	2,96	1,3	0	0,076	0,9
19/09/00	1,3	0,29	0	0	0

H (µg/L)	Oryzalin	Terbutylazine
27/04/00	8,8	18
30/05/00	0,72	27
04/07/00	1,3	5
24/07/00	0	1,7
19/09/00	0	0,6

F (µg/L)	Diethofencarbe	Diméthomorphe	Fludioxynil	Iprodione	Krésoxym-méthyl
27/04/00	0	0	0	0	0
30/05/00	0	6,8	0,35	0,11	4,2
04/07/00	0,87	23,4	3,8	0	1,03
24/07/00	0,1	1,9	35	0,32	3,6
19/09/00	0,15	0	30	0	0

F (µg/L)	Myclobutanil	Oxadixyl	Procymidone	Piriméthanol	Vinchlozoline
27/04/00	0	0,06	0	0	0
30/05/00	0,69	8,7	0,17	0	0
04/07/00	0,9	11,5	3,5	0	0
24/07/00	9,8	21,5	1,9	5,1	1,33
19/09/00	0	0	0,16	2,5	0,17

I (µg/L)	Méthomyl	Bromopropylate	Chlorpyrifos méthyl	Quinalphos
27/04/00	0	0	0	0
30/05/00	0	2,6	0	1,9
04/07/00	7	0	0	0,27
24/07/00	45	0,35	16,9	0,7
19/09/00	0	0,22	0,14	0

3.2. Programmes de traitements phytosanitaires appliqués sur le bassin versant

Contrairement au bassin versant de Rouffach, le bassin versant de Valvan n'a pas fait l'objet d'une enquête préliminaire concernant les programmes de traitements phytosanitaires appliqués au cours de l'année 2000. Les programmes de traitements réellement appliqués au cours du cycle cultural de la vigne en 2000 ont été demandés *a posteriori* durant l'hiver 2000-2001 directement aux viticulteurs qui exploitent des parcelles viticoles sur le bassin

versant. Par ailleurs, contrairement au bassin versant de Rouffach, sur le bassin versant de Valvan, les épisodes pluvieux étudiés ont eu lieu le lendemain d'applications de produits phytosanitaires sur des parcelles du bassin versant de Valvan (**Tableau 2-24**).

Tableau 2-24: Date de la dernière application d'un produit phytosanitaire sur le bassin versant de Valvan en 2000 avant chaque épisode pluvieux étudié cette même année.

Date de l'épisode pluvieux	27/04/03	30/05/03	04/07/03	24/07/03	19/09/03
Jour de la dernière application en date d'un produit phytosanitaire sur le bassin versant de Valvan avant l'épisode pluvieux suivant	26/04/00	29/05/00	03/07/00	23/07/00	22/08/00

- Pourcentage des surfaces traitées avant chaque pluie

Plusieurs substances actives ont été utilisées au moins une fois sur près de 80 % de la surface du bassin versant de Valvan, c'est le cas du fludioxynil (fongicide), du krésixm-méthyl (fongicide), du méthomyl (insecticide), du mychlobutanil (fongicide) du pyriméthanil (fongicide) et de la terbutylazine (herbicide) (**Figure 2-27**).

Certaines substances actives sont épandues de façon régulière tout au long du cycle cultural de la vigne, c'est le cas de fongicides comme diméthomorphe, du krésoxim-méthyl, du mychlobutanil, de l'oxadixyl, de la procymidone, du pyriméthanil et de 2 insecticides le méthomyl et le quinalfos (**Figure 2-27**). D'autres molécules sont épandues seulement au début de la campagne de traitements phytosanitaires, c'est le cas de l'acaricide le bromopropylate, de l'insecticide chlorpyrifos-méthyl et d'herbicides comme le diuron, la flumioxazine, le glyphosate, le norflurazon, l'oryzalin et la terbutylazine. La vinchlozoline et l'iprodione, fongicide utilisée contre la pourriture grise, sont appliquées en une fois en fin de campagne de traitements.

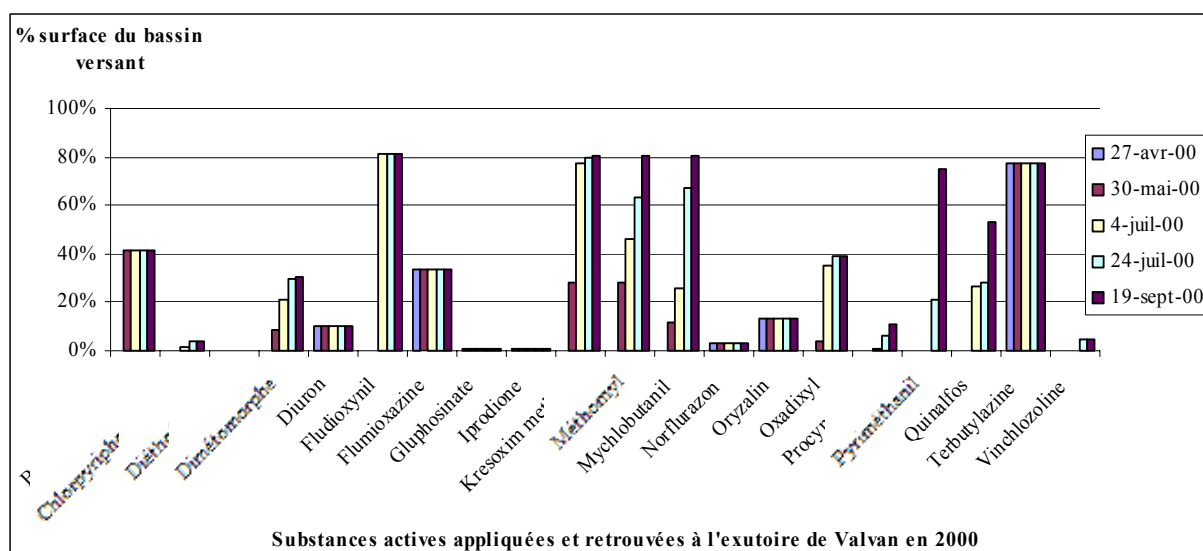


Figure 2-27 : Pourcentage de la surface du bassin versant de Valvan traitée avec des molécules de produits phytosanitaires en fonction de chaque molécule retrouvée dans les programmes de traitements des viticulteurs et à l'exutoire du bassin versant, pour les 5 épisodes pluvieux enregistrés en 2000.

- Répartition des applications des substances actives en 2000

Pour caractériser les applications des produits phytosanitaires sur les parcelles du bassin versant de Valvan, nous avons appliqué la même démarche que celle que nous appliquée au bassin versant de Rouffach. En 2000, les programmes de traitements ont principalement été effectués avant le 24 juillet : plus de 90 % de la quantité totale de substances actives appliquées. Le dernier traitement a été effectué le 22/08/00 (**Tableaux 2-25 et 2-26**).

Tableau 2-25 : Pourcentage de toutes les substances actives appliquées en 2000 sur le bassin versant de Valvan avant chaque épisode pluvieux étudié.

Épisodes pluvieux étudiés	27/04/00	30/05/00	04/07/00	24/07/00	19/09/00
Pourcentage de la quantité de toutes les substances actives épandues	23 %	63 %	81 %	94 %	100 %

Tableau 2-26 : Pourcentage des substances actives appliquées en 2000 sur le bassin versant de Valvan avant chaque épisode pluvieux étudié (les initiales sont A pour l'acaricide, F pour les fongicides, H pour les herbicides et I pour les insecticides).

Épisodes pluvieux étudiés	27/04/00	30/05/00	04/07/00	24/07/00	19/09/00	Quantité totale appliquée en 2000 (kg)
AMINOTRAZOLE (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	1493,4
Bromopropylate (A)	-	100 %	100 %	100 %	100 %	66,5
Chlorpyrifos-méthyl (I)	-	-	11 %	89 %	100 %	2,0
Dimétomorphe (F)	-	27 %	69 %	98 %	100 %	17,7
Diuron (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	23,7
Fludioxynil (F)	-	-	100 %	100 %	100 %	182,6
Flumioxazine (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	60,9
Glufosinate-ammonium (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	0,6
Iprodione (F)	-	-	-	100 %	100 %	0,3
Krésoxim-méthyl (F)	-	35 %	96 %	100 %	100 %	52,9
Méthomyl (I)	-	35 %	58 %	78 %	100 %	300,1
Myclobutanil (F)	-	16 %	36 %	94 %	100 %	13,9
Norflurazon (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	8,1
Oryzalin (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	97,1
Oxadixyl (F)	-	9 %	90 %	100 %	100 %	26,7
Procymidone (F)	-	-	5 %	66 %	100 %	6,8
Pyriméthanil (F)	-	-	-	19 %	100 %	262,8
Quinalphos (I)	-	-	72 %	77 %	100 %	34,6
Terbuthylazine (H)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	1112,2
Vinchlozoline (F)	-	-	-	100 %	100 %	0,29

Par ailleurs, il apparaît (**Tableau 2-25**), que les molécules appliquées en plus grande quantité au cours du cycle cultural de la vigne en 2000 sont 2 herbicides, l'aminotriazole (1,5 tonnes) et la terbuthylazine (1,1 tonnes), un insecticide, le méthomyl (300 kg) et un fongicide, le pyriméthanil (263 kg), la quantité appliquée des autres molécules ne dépasse pas 182 kg pour l'année. Ces quantités sont beaucoup plus importantes que pour le bassin versant de Rouffach au moins pour 2 raisons : la surface du bassin versant de Valvan est environ 10

fois supérieure à celle du bassin versant de Rouffach. De plus, les parcelles du bassin versant de Valvan subissent plus d'applications de produits phytosanitaires (en moyenne 18 kg/ha/an) chaque année que les parcelles du bassin versant de Rouffach (en moyenne 4 kg/ha/an). Ceci est probablement lié au fait qu'il y a une plus grande pression parasitaire à Valvan qu'à Rouffach. En effet, le vignoble de Chablis, où est situé le bassin versant de Valvan est assujéti à un climat continental à influence océanique : les fréquentes précipitations et l'humidité de l'air favorisent la croissance des mauvaises herbes, la pullulation des populations de vers de la grappe, principal ravageur pour la vigne et le développement des champignons pathogènes de la vigne. Le bassin versant de Rouffach est localisé dans le vignoble alsacien où les pressions parasitaires et fongiques sont souvent les moins fortes ce qui permet aux viticulteurs de limiter le nombre d'applications phytosanitaires chaque année sur la vigne.

3.3. Résultats de I-Phy-BV sur le bassin versant

Le calcul de I-Phy-BV a été effectué pour chaque substance active présente dans les programmes de traitements appliqués et connus en 2000 sur les parcelles du bassin versant de Valvan. La **figure 2-28** permet de visualiser les résultats de ces calculs pour les substances actives appliquées sur une parcelle du bassin versant au moins et retrouvées à l'exutoire. Les valeurs de I-Phy-BV sont comprises entre 5,5 (pour la terbuthylazine lors de tous les épisodes pluvieux) et 10 (pour le chlorpyrifos-méthyl, le glyphosate, l'iprodione, la procymidone, le pyriméthanil pour certains des épisodes pluvieux).

Les valeurs de I-Phy-BV calculées pour le bassin versant de Valvan sont étalées sur une plus grande amplitude que pour le bassin versant de Rouffach : amplitude de 4,5 pour Valvan contre 3,8 pour Rouffach.

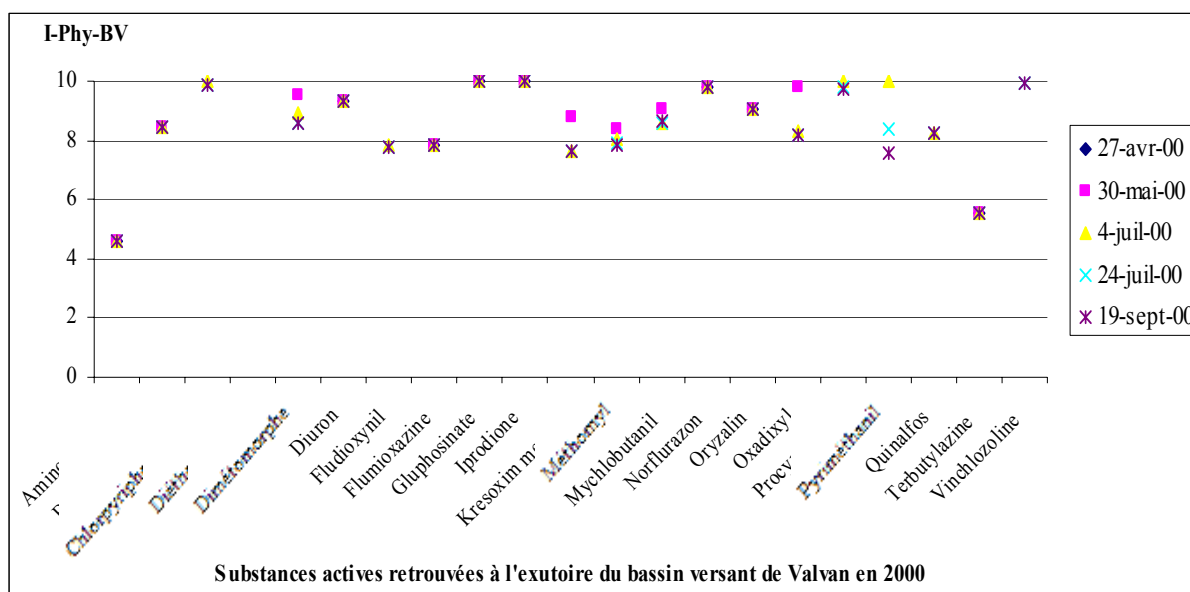


Figure 2-28 : Valeurs de I-Phy-BV pour chaque substance active retrouvée à l'exutoire du bassin versant de Valvan et pour chaque épisode pluvieux enregistré en 2000.

3.4. Comparaison de I-Phy-BV aux concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant

3.4.1. Méthodologie

Contrairement aux données disponibles pour le bassin versant de Rouffach, nous disposons pour le bassin versant de Valvan, d'un grand nombre de valeurs de concentrations de substances actives de produits phytosanitaires mesurées à l'exutoire. En effet, le nombre de points exploitables pour une comparaison avec les valeurs de I-PhyBV est toujours supérieur à 6 (**Tableaux 2-27 et 2-28**). Contrairement au bassin versant de Rouffach, celui de Valvan a fait l'objet d'une recherche d'un très grand nombre de substances actives de produits phytosanitaires lors des épisodes pluvieux étudiés en 2000 dans les échantillons d'eau récoltés au niveau de l'exutoire (**Figure 2-29**). En effet, le laboratoire d'analyses LDA (Drôme) qui a réalisé les analyses proposait un forfait par échantillon d'eau pour le dosage de près de 250 substances actives de produits phytosanitaires. Parmi toutes les substances actives appliquées sur les parcelles du bassin versant de Valvan en 2000, 21 au maximum sont retrouvées dans l'eau des échantillons récoltés à l'exutoire. L'échantillon dans lequel 21 molécules sont retrouvées est celui du 24/07/00.

Pour chaque épisode pluvieux étudié en 2000 sur le bassin versant de Valvan, nous avons un seul échantillon d'eau récolté dans le bassin de décantation du bassin versant.

3.4.2. Comparaison par événement pluvieux étudié en 2000

Pour les épisodes pluvieux étudiés, nous n'avons pas trouvé de corrélation satisfaisante entre les concentrations des molécules retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Valvan et les valeurs calculées de I-Phy-BV : les R^2 variant entre 0,03 et 0,43.

Les **tableaux 2-27 et 2-28** donnent un aperçu des valeurs des concentrations et des calculs de I-Phy-BV utilisées pour construire les corrélations de la **figure 2-29**. à partir de l'épisode pluvieux du 30/05/00, nous disposons d'au moins une quinzaine de valeurs par épisode pluvieux.

Sur les 5 graphiques de la **Figure 2-29**, il y a à chaque fois 2 points en dessous de la droite de régression, en bas à droite sur le graphique, sensiblement au même endroit. Les 2 points de chaque graphique correspondent à 2 herbicides l'aminotriazole et la terbutylazine qui sont épandus en début de programme de traitement, en grande quantité sur le bassin versant (respectivement 1,5 et 1,1 tonne). La valeur de l'indicateur I-Phy-BV pour ces 2 molécules est mauvaise, 4,6 pour l'aminotriazole et 5,5 pour la terbutylazine et demeure identique pour les 5 épisodes pluvieux puisque toutes les applications de ces 2 molécules ont été effectuées avant le premier épisode pluvieux étudié, celui du 27/04/00.

Tableau 2-27 : Valeurs de I-Phy-BV, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan pour l'épisode pluvieux du 27/04/00. En gras, sont notés les valeurs utilisables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2000 sur le bassin versant de Valvan.

Substance active	Concentration de la substance active dans l'échantillon n° 5 (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BV (entre 0 et 10)
Aminotriazole (H)	25	83,8 %	4,6
Bromopropylate (A)	< 0,02	0 %	
Chlorpyriphos-méthyl (I)	< 0,02	0 %	
Dimétomorphe (F)	< 0,1	0 %	
Diuron(H)	5,5	10,3 %	9,3
Fludioxynil (F)	< 0,04	0 %	
Flumioxazine (H)	0,16	33 %	7,8
Glufosinate-ammonium (H)	< 0,05	0,5 %	10,0
Iprodione (F)	< 0,04	0,6 %	10,0
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,01	0 %	
Méthomyl (I)	< 0,1	0 %	
Myclobutanil (F)	< 0,05	0 %	
Norflurazon (H)	1,2	3,5 %	9,8
Oryzalin (H)	8,8	13,6 %	9,0
Oxadixyl (F)	0,06	0 %	
Procymidone (F)	< 0,04	0 %	
Pyriméthanil (F)	< 0,04	0 %	
Quinalphos (I)	< 0,02	0 %	
Terbuthylazine (H)	18	77,4 %	5,5
Vinchlozoline (F)	< 0,02	0 %	

Tableau 2-28 : Valeurs de I-Phy-BV, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan pour l'épisode pluvieux du 24/07/00. En gras, sont notés les valeurs utilisables et en italique les données qui ne nous semblent pas vraisemblables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2000 sur le bassin versant de Valvan.

Substance active	Concentration de la substance active dans l'échantillon n° 5 (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BV (entre 0 et 10)
Aminotriazole (H)	2,96	83,8 %	4,6
Bromopropylate (A)	0,35	41,4 %	8,5
Chlorpyriphos-méthyl (I)	16,9	3,8 %	9,9
Dimétomorphe (F)	1,9	29,5 %	8,6
Diuron(H)	1,3	10,3 %	9,3
Fludioxynil (F)	35	81 %	7,8
Flumioxazine (H)	< 0,1	33 %	7,8
Glufosinate-ammonium (H)	0,076	0,5 %	10
Iprodione (F)	0,32	0,6 %	10
Krésoxim-méthyl (F)	3,6	79,9 %	7,6
Méthomyl (I)	45	63,3 %	7,9
Myclobutanil (F)	9,8	67,1 %	8,6
Norflurazon (H)	0,9	3,5 %	9,8
Oryzalin (H)	< 0,05	13,6 %	9,0
Oxadixyl (F)	21,5	38,9 %	8,2
Procymidone (F)	1,9	6 %	9,8
Pyriméthanil (F)	5,1	21,4 %	8,4
Quinalphos (I)	0,7	28,4 %	8,2
Terbuthylazine (H)	1,7	77,4 %	5,5
Vinchlozoline (F)	1,33	4,9 %	9,9

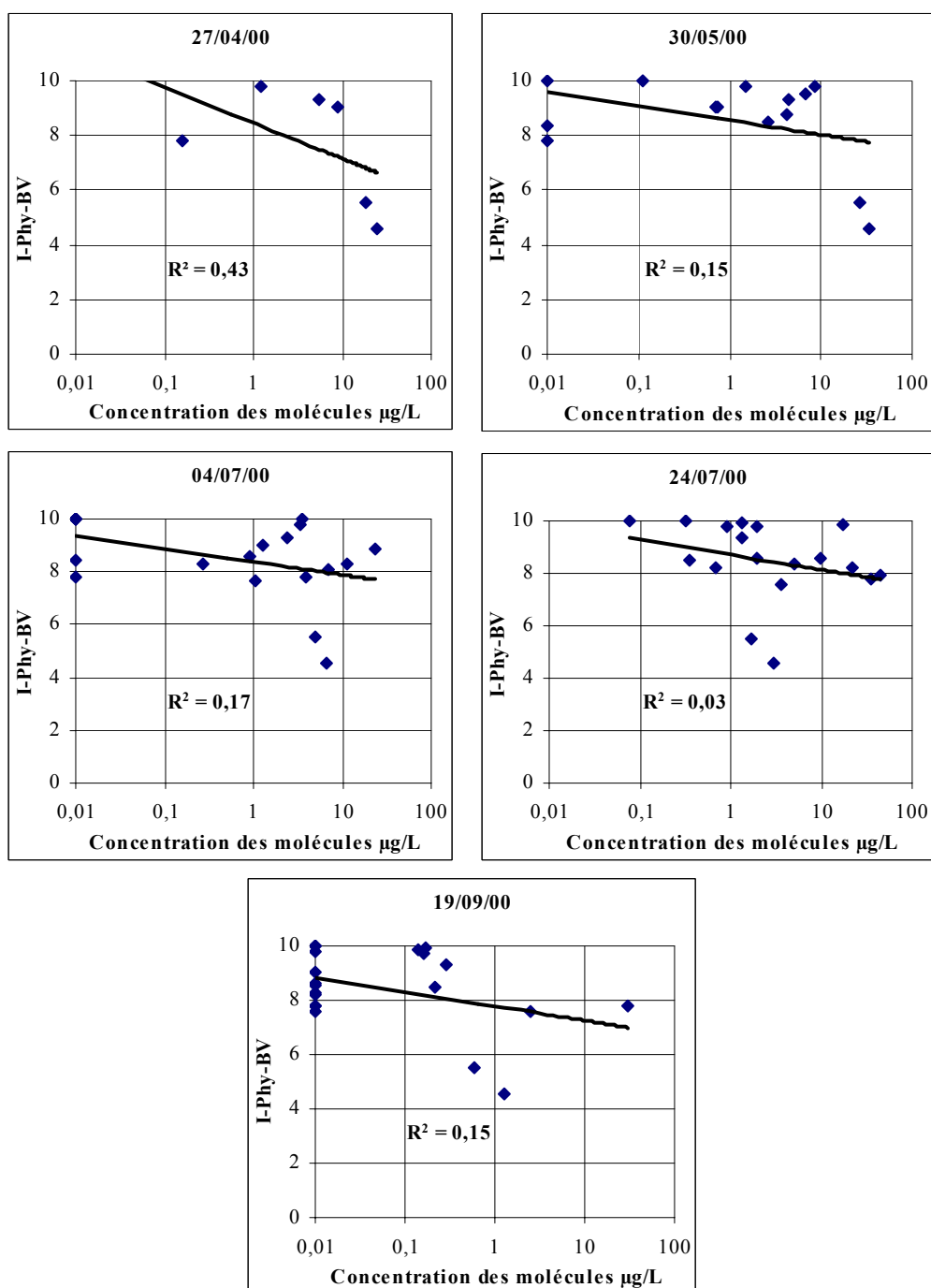


Figure 2-29 : Comparaison des concentrations des substances actives à l'exutoire de Valvan et des valeurs de I-Phy-BV pour ces mêmes substances actives pour les épisodes pluvieux des 27/04/03, 30/05/03, 04/07/03, 24/07/03 et 19/09/03.

Les résultats des comparaisons des calculs de I-Phy-BV et des concentrations à l'exutoire du bassin versant de Valvan pour les épisodes pluvieux de 2000 ne permettent pas d'observer une corrélation entre ces deux types de données. Pour améliorer ces corrélations, nous pourrions modifier les variables de l'indicateur I-Phy-BV ou le mode d'agrégation de ces variables ou choisir une meilleure stratégie d'échantillonnage qui par exemple tiendrait compte du débit d'eau de la pluie comme sur le bassin versant de Rouffach.

3.5. Étude de la vraisemblance d'I-PhyBV pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant

De nombreuses substances actives appliquées ne sont pas retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000. Pour ces substances actives, la comparaison avec les valeurs de I-Phy-BV n'a donc pas pu être effectuée. Néanmoins, le **tableau 2-29** met en évidence que les valeurs de I-Phy-BV calculé pour les molécules non retrouvées à l'exutoire sont principalement dans l'intervalle]8 ; 10], ce qui confirme que la bonne note calculée pour l'indicateur I-Phy pouvait suggérer *a priori* qu'il y avait peu de chance de trouver ces molécules à l'exutoire. Ces molécules ne présentent pas un risque majeur pour la qualité des eaux de surface du bassin versant de Valvan. Six mesures d'analyse d'eau d'une molécule dans un échantillon d'un épisode pluvieux sont toutefois problématiques ce qui correspond à 15 % (soit 6 échantillons sur 41). Le pourcentage de vraisemblance de 85 % ce qui reste néanmoins satisfaisant : elles correspondent à 3 molécules : l'herbicide flumioxazine (4 mesures), l'insecticide méthomyl (1 mesure) et le fongicide kréroxim-méthyl (1 mesure). Le flumioxazine est appliqué sur quelques parcelles du bassin versant en début de saison, avant le 27/04/00 et sa valeur de I-Phy-BV ne varie pas tandis que cette molécule n'est plus retrouvée par la suite dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire. Les 2 autres molécules présentent une valeur d'indicateur comprise entre 7,6 et 7,8 pour l'épisode pluvieux du 19/09/00. Ces 2 molécules ont une demi-vie courte : leur DT50¹⁵ est de 21 jours pour le méthomyl et de 10 jours pour le kréroxim-méthyl, ce qui implique qu'il y a de fortes chances que ces molécules aient été dégradées. Ce qui pourrait impliquer que nous ne donnons pas assez de poids à la variable DT50 dans l'indicateur I-Phy.

Tableau 2-29 : Test de vraisemblance pour les substances actives appliquées sur des parcelles du bassin versant de Valvan en 2000 mais qui ne sont pas retrouvées dans les échantillons récoltés à l'exutoire du bassin versant au cours des 5 épisodes pluvieux étudiés en 2000 : décompte des mesures d'analyse d'eau des molécules non détectées dans les échantillons d'eau des 5 épisodes pluvieux.

I-Phy-BV	Limites de détection	< 0,01 µg/L	< 0,02 µg/L	< 0,04 µg/L	< 0,05 µg/L	< 0,1 µg/L
	[0 ; 2]					
	[2 ; 4]					
	[4 ; 6]					
	[6 ; 8]	1				5
	[8 ; 10]	1	9	12	9	4

4. Discussion des résultats

4.1. Choix des molécules à rechercher dans les échantillons récoltés aux exutoires

Les **analyses de l'eau** à l'exutoire du bassin versant de Rouffach ont été effectuées en 2003. Cette année a subi un climat exceptionnellement chaud et sec, ce qui a provoqué un changement des **programmes de traitements réellement** effectués sur les parcelles du bassin

¹⁵ DT50 : temps de dégradation de 50 % de la substance active dans l'eau à pH fixé, appelée demi-vie, exprimée en jours.

versant de Rouffach par rapport **aux prévisions des programmes de traitements** enregistrées au cours de l'hiver 2003. Or ce sont des molécules de produits phytosanitaires des programmes prévisionnels qui ont été recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Par voie de conséquence, un décalage a pu être introduit entre les données utilisées pour le calcul de I-PhyBV et les traitements effectivement réalisés sur le bassin versant. De ce fait, nous n'avons alors disposé que de très peu de combinaisons « calcul de I-Phy-BV » / « concentration de la molécule à l'exutoire » utilisables pour effectuer les comparaisons. Pour résoudre ce problème à l'avenir, 2 solutions sont envisageables : adopter la méthode d'analyse des 250 molécules par échantillon d'eau comme cela a été fait pour le bassin versant de Valvan ou alors rechercher dans les échantillons d'eau à l'exutoire du bassin versant, des molécules qui font partie des programmes de traitements appliqués sur les parcelles du bassin versant. Pour cette seconde solution, il s'agit de ne choisir les molécules à rechercher qu'après récupération des programmes de traitements complets auprès des viticulteurs. Ceci implique qu'il faut conserver les échantillons d'eau de façon à ce qu'il n'y ait pas de dégradation des molécules phytosanitaires pour ensuite que tous les échantillons d'eau soient envoyés au laboratoire d'analyse après la récupération des programmes de traitements phytosanitaires auprès des viticulteurs.

Le nombre de molécules de produits phytosanitaires recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000 est beaucoup plus important car l'étude de Valvan a bénéficié d'un forfait d'analyses chimiques. Ceci aurait pu constituer un avantage par rapport aux analyses d'eau effectuées sur le bassin versant de Rouffach du fait des nombreuses molécules recherchées, mais l'absence de corrélation entre les prélèvements des échantillons d'eau et le débit de l'épisode pluvieux n'a pas permis d'obtenir des résultats d'analyse d'eau suffisamment satisfaisants. Par ailleurs, nos partenaires concernant le bassin versant de Rouffach avaient déjà travaillé avec le laboratoire Pasteur de Lille et souhaitaient que les échantillons d'eau à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 soient analysés par le même laboratoire.

4.2. Résultats d'analyse d'eau à l'exutoire des 2 bassins versants

Certaines **substances actives sont retrouvées** dans les eaux de ruissellement à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 **alors qu'elles ne sont pas référencées dans les programmes de traitements de 2003**. Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce constat : (1) ces molécules ont pu être appliquées sur des parcelles du bassin versant de Rouffach dont nous ne connaissons pas les traitements phytosanitaires effectués en 2003 (80 % de la surface du bassin versant) ou alors, (2) ces molécules ont pu être appliquées une année antérieure à 2003 et sont retrouvées dans les eaux de ruissellement à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 à la faveur d'un relargage différé du substrat sur lequel elles étaient adsorbées. Nous pouvons ainsi observer pour certaines molécules une sorte de « bruit de fond » durant plusieurs années, comme cela a déjà été mis en évidence sur d'autres sites d'étude et sur d'autres bassins expérimentaux (Landry *et al.*, 2001 ; Pernet, 2000 ; Schiavon *et al.*, 1995). Cette capacité des molécules à se fixer à la phase solide, en particulier à la matière organique, puis à repasser dans la phase aqueuse du sol en fonction de modifications des conditions édaphiques est caractérisée notamment par une constante, le Koc¹⁶.

¹⁶ Koc : coefficient de partage octanol-eau, grandeur sans dimension définie à température et pH donnés.

A l'inverse, certaines **molécules ne sont pas retrouvées** dans les eaux de ruissellement à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 **alors qu'elles avaient pourtant été appliquées** lors des traitements phytosanitaires effectués en 2003 sur des parcelles du bassin versant de Rouffach. Les explications potentielles de cette « disparition » sont nombreuses et variées : (1) ces molécules peuvent être caractérisées par une durée de vie très courte et avoir été dégradées très rapidement (cette propriété est traduite par la DT50), (2) ces molécules peuvent être caractérisées par des valeurs de coefficient de partage élevées et être de ce fait piégées par la phase solide des sols, (3) ces molécules sont appliquées en de si faibles quantités qu'il est impossible de les doser car nous nous confrontons aux limites de détection des techniques analytiques utilisées pour ces dosages, ou encore, (4) ces molécules sont appliquées sur des parcelles sur lesquelles il n'y a pas de ruissellement ou bien des parcelles qui ne sont pas connectées à l'exutoire du bassin versant.

Le bassin versant de Valvan présente comme celui de Rouffach des analyses d'eau partiellement exploitables : certaines molécules, sont retrouvées sans être présentes dans les programmes de traitements phytosanitaires enquêtés et inversement d'autres molécules ont été appliquées sur des parcelles du bassin versant de Valvan mais ne sont pas retrouvées dans les analyses d'eau effectuées à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000. Les mêmes hypothèses que celles émises à propos du bassin versant de Rouffach peuvent à nouveau être avancées pour tenter d'expliquer ces phénomènes.

Le bassin versant de Valvan est plus grand que celui de Rouffach : il s'étend sur environ 200 ha alors que le bassin versant de Rouffach ne comporte que 27 ha. En revanche, dans les deux cas, 80 % de la surface du bassin versant est recouverte de parcelles viticoles exploitées. D'un point de vue quantitatif, il y a globalement plus de produits phytosanitaires appliqués sur le bassin versant de Valvan (18 kg/ha/an) que sur celui de Rouffach (4 kg/ha/an) et par conséquent, *a priori*, plus de chances de retrouver ces molécules en plus grandes quantités sur le bassin versant de Valvan que sur le bassin versant de Rouffach.

4.3. Confrontation de I-Phy-BV avec des résultats d'analyses d'eau à l'exutoire des 2 bassins versants

La **confrontation des valeurs de l'indicateur I-Phy-BV par substance active**, avec les **concentrations des substances actives mesurées** dans les échantillons récoltés dans les eaux de ruissellement à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003 permet de mettre en évidence plusieurs résultats importants. Tout d'abord, le cas le plus favorable pour essayer d'établir ces corrélations semble passer par l'utilisation des données issues des épisodes pluvieux qui ont lieu juste après la fin de l'application de 80 % de la totalité des produits phytosanitaires appliqués sur les parcelles du bassin versant en 2003. En effet, pour les épisodes pluvieux précédant cette période, le programme de traitements phytosanitaires est encore trop incomplet car I-Phy-BV est lui construit pour prendre en compte un programme de traitements phytosanitaire complet. Par ailleurs, effectuer la comparaison des calculs de l'indicateur I-Phy-BV avec un épisode pluvieux automnal ou hivernal ne semble pas très opportun non plus car à ce moment-là, les pluies sont trop distantes des dates d'applications des produits phytosanitaires et la façon dont la DT50 et le Koc sont pris en compte dans I-Phy-BV et répercutés sur les valeurs de l'indicateur n'est pas adaptée à une comparaison tardive des résultats. Une meilleure intégration de ces paramètres dans la construction de

notre indicateur aboutirait vraisemblablement à une plus grande polyvalence de I-Phy-BV dans le temps.

Les tentatives de comparaison entre résultats d'analyses d'eau et valeurs issues des calculs de I-Phy-BV ont mis en évidence un sérieux inconvénient lié au mode d'échantillonnage d'eau à l'exutoire du bassin versant de Valvan. Les installations équipant ce bassin versant ne permettent le prélèvement que d'un seul échantillon d'eau par épisode pluvieux, au niveau d'un bassin de décantation et sans mesure concomitante du débit, à la différence de la méthode utilisée sur le bassin versant de Rouffach qui, elle, permet un échantillonnage dynamique et un suivi du débit tout au long de l'épisode pluvieux. La faible « précision » des échantillons d'eau prélevés à Valvan peut expliquer la moins bonne adéquation entre les résultats de I-Phy-BV et les concentrations à l'exutoire du bassin versant par rapport aux corrélations obtenues à l'aide des données recueillies au niveau du bassin versant de Rouffach.

Globalement, pour les deux bassins versant, les corrélations entre les résultats de I-Phy-BV et les concentrations des substances actives à l'exutoire présentent toujours une pente dans le bon sens : l'indicateur I-Phy-BV diminue lorsque la concentration de la substance active augmente, ce qui signifie que l'indication de risque donnée par I-Phy-BV augmente. Toutefois, il ne faut pas oublier que cette pente reste faible et les corrélations sont mauvaises sauf pour un épisode pluvieux, celui du 21/07/03 sur le bassin versant de Rouffach. En revanche, le test de vraisemblance sur les molécules non détectées donne des résultats satisfaisants.

4.4. Conclusion

L'agrégation des indicateurs I-Phy-parcelles *au prorata* des surfaces des parcelles du bassin versant pour constituer l'indicateur I-Phy-BV nous permet de mettre en évidence que :

- L'échantillonnage des eaux de ruissellement arrivant à l'exutoire d'un bassin versant doit être effectué selon le débit de l'eau de ruissellement qui arrive à l'exutoire au cours de l'épisode pluvieux étudié.
- Les épisodes pluvieux en début de cycle cultural de la vigne sont ceux qui peuvent induire les premières pollutions des eaux de surface d'un bassin versant mais ce ne sont pas ceux qui permettent la meilleure corrélation avec le calcul de I-Phy-BV sur un bassin versant (aussi bien pour Rouffach que pour Valvan).
- L'agrégation des résultats des I-Phy-parcelles *au prorata* de la surface des parcelles permet d'obtenir un R^2 au maximum égal à 0,83 (épisode pluvieux du 21/07/03 sur le bassin versant de Rouffach) mais avec une pente de la droite qui reste trop faible.

5. Conclusion de la partie 2

Dans une première partie, nous avons présenté un outil de diagnostic environnemental I-Phy-parcelle qui permet d'évaluer qualitativement le risque lié à la quantité de produit phytosanitaire qui sort d'une parcelle viticole traitée. Au sortir de cette parcelle, ces produits phytosanitaires sont susceptibles de se répandre dans un bassin versant, il est alors nécessaire de savoir ce qu'ils deviennent avant leur arrivée à l'exutoire de ce bassin versant.

Suite à ces résultats peu satisfaisants, nous proposons d'aller plus loin dans l'élaboration d'un indicateur d'évaluation des risques de contamination des eaux de surface par des produits phytosanitaires et de ne pas se satisfaire d'une agrégation simple *au prorata* de la surface des parcelles du bassin versant pour lequel l'indicateur I-Phy-BV est calculé (Thiollet *et al.*, 2002).

Nous avons sélectionné des bassins versants dont le fonctionnement hydrologique est principalement superficiel, mais nous n'avons pas encore pris en compte les caractéristiques de ce réseau hydrologique superficiel. Pour l'instant, dans I-Phy-BV ne sont pris en compte au niveau hydrologique, que les propriétés des parcelles sur lesquelles sont appliqués les programmes de traitements phytosanitaires. Cette progression vers un indicateur I-Phy-BV plus complexe est l'objet de la partie 3 de ce travail.

Plusieurs auteurs se sont penchés sur cette question et ont proposé des prises en compte du trajet de l'eau qui ruisselle plus ou moins complexes (Colin, 2000 ; Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999). La prise en compte très simple de la distance entre la parcelle et l'exutoire semble oublier tous les éléments susceptibles de se trouver sur le chemin de l'eau qui ruisselle. Notre idée est ici, d'intégrer ces éléments dans un indice de connectivité parcellaire Ci. Puis de l'appliquer aux 2 bassins versants et enfin de l'agréger à I-Phy-parcelle pour donner un nouvel I-Phy-BV plus ajusté aux conditions parcellaires.

Partie 3

Adaptation de I-Phy à l'échelle du bassin versant viticole

Partie 3 : Adaptation de I-Phy à l'échelle du bassin versant viticole

Dans la partie précédente, nous avons mis en évidence que l'utilisation d'un outil de diagnostic environnemental parcellaire, assorti d'une agrégation *au prorata* des surfaces des parcelles pour l'évaluation environnementale à l'échelle d'un bassin versant n'est pas satisfaisante. Dans cette troisième partie, il s'agit de proposer une adaptation de I-Phy-parcelle à l'échelle du bassin versant viticole, basée sur un mode d'agrégation original des résultats obtenus à l'échelle de la parcelle. Nous proposons à cet effet dans un premier chapitre la construction d'un indice de connectivité entre parcelles C_i permettant le passage de l'indicateur I-Phy à l'échelle du bassin versant, puis son calcul sur les deux bassins versants viticoles de Rouffach et de Valvan. Enfin, nous utiliserons des analyses d'eau effectuées à l'exutoire des bassins versant viticoles pour valider ce nouvel indicateur **I-Phy-BV C_i** .

L'idée ici est de prendre en compte la façon dont les produits phytosanitaires sont disséminés par le ruissellement induit par un épisode pluvieux hors de la parcelle où ils sont épandus. Plusieurs auteurs se sont penchés sur cette problématique et ont proposé des prises en compte de ce trajet plus ou moins complexes (Colin, 2000 ; Gascuel-Oudou et Aurousseau, 1999). La façon la plus triviale de décrire le trajet de l'eau dans un bassin versant consiste à considérer très simplement la distance entre la parcelle et l'exutoire du bassin versant. L'inconvénient majeur de ce mode de description peu réaliste est qu'il conduit à omettre tous les éléments susceptibles de se trouver sur le chemin de l'eau qui ruisselle (Garon-Boucher, 2003) et d'en modifier quantitativement et qualitativement le flux. Notre idée est d'intégrer ces éléments dans l'indice parcellaire de connectivité, C_i , afin de retranscrire plus fidèlement à l'échelle du bassin versant le cheminement de l'eau et des éventuelles substances actives qu'elle recèle.

Chapitre 1 : Mode de construction de l'indice Ci

1. Indice parcellaire Ci composé de deux variables : PjusqRH et PdansRH

Nous envisageons l'étude de la contamination des eaux de surface au sein d'un bassin versant viticole par une **approche spatiale**. Pour déterminer les variables qui caractérisent la pollution des eaux de surface, il est utile de s'intéresser au chemin parcouru par l'eau entre la parcelle où est épandu le produit phytosanitaire et l'exutoire du bassin versant. Il s'agit de caractériser la rétention de la substance active au cours du temps en suivant le trajet parcouru par l'eau qui ruisselle à partir de la parcelle où est appliquée cette substance active. La première partie du trajet de l'eau qui ruisselle *in situ* entre la **parcelle traitée (P0)** et le **point d'ancrage au réseau hydrographique (RH)** et la seconde partie est entre le **point d'ancrage au réseau hydrographique et l'exutoire** (Figures 3-1).

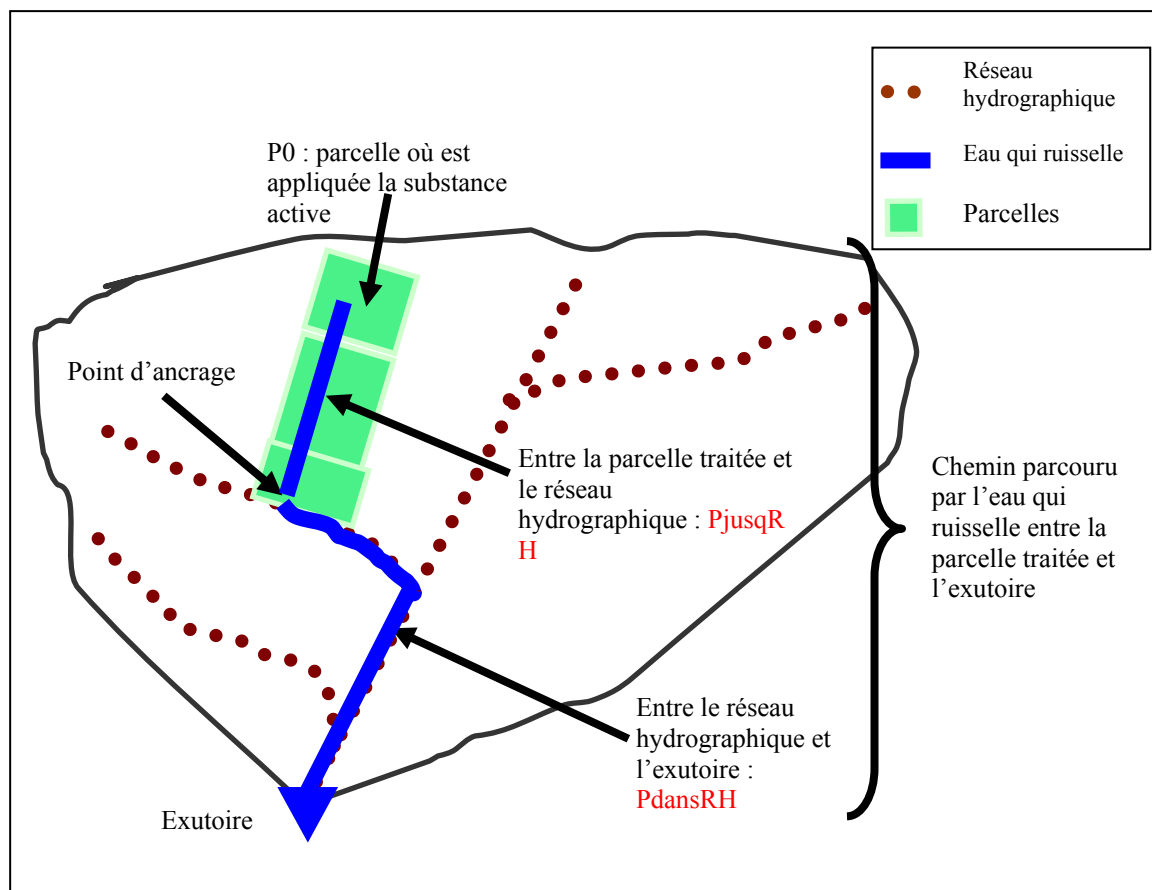


Figure 3-1 : Description des deux variables formant l'indice parcellaire Ci : la variable P_{jusqRH} et la variable P_{dansRH} .

Les valeurs de variables P_{jusqRH} et P_{dansRH} , correspondant à ces 2 parties du trajet de l'eau, qui seront appelées coefficients de rétention par la suite, sont agrégées par multiplication. Les deux variables sont exprimées sous forme de risque de transfert des molécules de produits phytosanitaires noté entre 0 (correspond à 100% de rétention) et 1 (correspond à 0% de rétention) (**équation 3-1**) :

$$C_i = P_{jusqRH} * P_{dansRH} \quad (3-1)$$

Avec

C_i : indice parcellaire,

P_{jusqRH} : Parcours de l'eau qui ruisselle jusqu'au réseau hydrographique du bassin versant,

P_{dansRH} : Parcours de l'eau qui ruisselle dans le réseau hydrographique du bassin versant.

Les parties suivantes servent à décrire les variables qui entrent dans le calcul de P_{jusqRH} , P_{dansRH} , puis de C_i (**Tableau 3-1**).

Tableau 3-1 : Liste des variables et des paramètres retenus pour la construction de C_i .

Variable	Nom des variables	Variables secondaires
1	Parcours de l'eau qui ruisselle jusqu'au réseau hydrographique (P_{jusqRH})	Zone tampon (ZT_n) Parcelles traversées (PT_{RH})
2	Parcours de l'eau qui ruisselle dans le réseau hydrographique (P_{dansRH})	Distance parcourue Caractéristiques du réseau hydrographique

2. Variable 1 : Parcours de l'eau Jusqu'au Réseau Hydrographique (P_{jusqRH})

Pour la première partie du trajet de l'eau qui ruisselle dans le bassin versant, il s'agit de caractériser les zones traversées par l'eau qui ruisselle jusqu'au point d'ancrage au réseau hydrographique. Cette zone est caractérisée par sa longueur et sa capacité de rétention des substances actives issues des applications de produits phytosanitaires sur la parcelle traitée.

D'après l'étude de la pollution des eaux de surface à l'échelle du bassin versant (voir paragraphe 3-1 du chapitre 1 de la partie 1), il ressort que l'un des facteurs principaux est la **localisation de la parcelle dans le bassin versant** qui est souvent traduite par la proximité de la parcelle soit au cours d'eau, soit à l'exutoire (Colin *et al.*, 2000).

La distance à l'exutoire est toujours utilisée comme variable pour positionner la parcelle dans le bassin versant. Toutefois, prendre la distance à l'exutoire comme la variable de positionnement ne suffit pas pour plusieurs raisons.

Premièrement, la présence d'un drainage artificiel peut dévier l'eau d'une parcelle et la détourner ainsi du réseau hydrographique naturel qui va jusqu'à l'exutoire (Colin, 2000 ; Louchard, 1999).

Deuxièmement, les caractéristiques des milieux traversés par ces eaux de ruissellement au cours de ce trajet peuvent avoir un rôle important dans le devenir des produits phytosanitaires (Aurousseau *et al.*, 1998 ; Colin, 2000 ; Toriel, 1998).

L'espace entre la parcelle et le réseau hydrographique est pris en compte en fonction des **éléments physiques et biologiques** rencontrés par l'eau qui ruisselle sur cette surface, c'est la variable **Parcours jusqu'au réseau hydrographique**.

Les deux éléments principaux qui jouent un rôle essentiel dans la **connectivité de l'eau ruisselante** d'une parcelle au point d'ancrage au réseau hydrographique et également dans la **dissipation de substances actives** sont les **zones tampons** caractérisées par leur pouvoir de rétention des produits phytosanitaires et les **parcelles traversées** caractérisées par leur potentiel du ruissellement (Rohde *et al.*, 1980).

Ces deux éléments topographiques sont pris en compte comme deux sous-variables distinctes : « **Zone Tampon (ZT_i)** » et « **Parcelles Traversées (PT_i)** ».

De nombreux auteurs ont montré que les **zones tampon (ZT_i)** ont un rôle d'obstacle physique et biologique sur le trajet de l'eau qui ruisselle (Assier, 2001 ; Delphin et Y., 2001 ; Kao *et al.*, 2002 ; Lecomte *et al.*, 1997 ; Madrigal *et al.*, 2002 ; Patty *et al.*, 1997 ; Souiller *et al.*, 2002 ; Watanabe et Grismer, 2001). En effet, les zones tampons peuvent avoir plusieurs fonctions sur l'eau ruisselante : ralentissement, accélération, dissipation, dispersion ou épuration de l'eau de ruissellement d'une parcelle avant de rejoindre le réseau hydrographique. Ceci a des conséquences immédiates sur la concentration en substances actives retrouvées ensuite dans les eaux du réseau hydrographique du bassin versant.

Par ailleurs, si l'eau qui ruisselle traverse une parcelle présentant un potentiel de ruissellement faible, la quantité d'eau qui ruisselle et la quantité de substance active retrouvée au point d'ancrage du réseau hydrographique sera diminuée. Il est de ce fait important de considérer dans la variable PjusqRH, les **parcelles traversées (PT_i)**. Ces parcelles sont par beaucoup d'auteurs caractérisées par la longueur du versant (Cros-Cayot, 1996) ou par leur longueur propre (Aurousseau *et al.*, 1998), par la longueur de leur pente (Aurousseau *et al.*, 1998) ou encore par leur éloignement au réseau hydrographique (Aurousseau *et al.*, 1998 ; Colin, 2000 ; Toriel, 1998).

La construction de la variable **Parcours jusqu'au réseau hydrographique** nécessite, premièrement la connaissance de la **circulation superficielle** de l'eau dans le bassin versant issue d'informations topographiques à l'aide de cartes IGN au 1/25000 et d'un SIG, deuxièmement, l'**occupation du sol** caractérisée par les zones tampons et les parcelles voisines. Ensuite, les deux sous-variables sont agrégées pour donner la variable **PjusqRH** qui caractérise un risque de contamination du réseau hydrographique par des eaux de ruissellement.

2.1. Sous-variable ZT : capacité de rétention des zones tampons

Une zone tampon est classiquement définie comme tout élément du paysage susceptible de ralentir, disperser et/ou épurer les écoulements naturels issus de parcelles agricoles et potentiellement chargés en éléments polluants. Plusieurs éléments naturels ou anthropiques du paysage, aussi bien linéaires que surfaciques, ligneux qu'herbacé peuvent jouer ce rôle (Patty *et al.*, 1997). Cette partie sert à présenter les zones tampons retenues et le mode de calcul de

leur coefficient de rétention de substance active exprimé entre 0 (100 % de rétention) et 1 (0 % de rétention).

2.1.1. Zones tampons retenues

Une zone tampon peut se présenter sous la forme d'une **zone humide**, d'une **zone boisée** (souvent une lisière), d'une **haie** ou encore d'un **dispositif enherbé** (appelé communément bande enherbée). Les zones tampons sont prises en compte dans l'indice parcellaire Ci car ce sont des portions de territoire qui participent à la réduction du ruissellement. L'une des principales caractéristiques qui permet d'induire cette réduction du ruissellement est la couverture herbeuse des zones tampons.

Les **zones humides** sont des espaces mixtes entre les milieux terrestres et aquatiques telles que des marais, des marécages ou encore des prairies humides. Ce sont des zones généralement plates où le sol est saturé en eau pendant au moins une partie de l'année. L'érosion et les transferts de phosphore à travers des zones humides ont été étudiés (Dorioz et Ferhi, 1994), mais rien n'a été montré quant à la limitation du transfert des produits phytosanitaires. Même si ce type de zone tampon peut être très occasionnellement présent dans un petit bassin versant viticole, il ne peut pas être pris en compte dans la variable PjusqRH faute de donnée.

Les **dispositifs enherbés** sont des surfaces couvertes par un enherbement pérenne qui est naturel ou semé. Ils peuvent se présenter sous la forme de bandes enherbées autour d'une parcelle, de chenaux enherbés qui sont des fonds de talwegs enherbés ou encore de prairies en bordure de cours d'eau ou de parcelles (Patty, 1997).

La forme la plus courante des dispositifs enherbés est la bande enherbée qui est mise en place pour lutter contre le ruissellement et l'érosion (Barciet, 1998 ; Gouy et Gril, 2001 ; Souillier *et al.*, 2002). Il existe des études traitant de l'impact des **dispositifs enherbés** sur le piégeage des produits phytosanitaires entraînés par ruissellement (Lecomte *et al.*, 1997 ; Patty, 1997) susceptibles d'être utilisées dans notre indice parcellaire (Arora *et al.*, 2003 ; Arora *et al.*, 1996).

Les **zones boisées** sont composées d'arbres. Selon la taille des zones et leur localisation, elles sont nommées ripisylve, forêt alluviale, forêt ou bosquet (Patty, 1997). A notre connaissance, peu d'études mettent en évidence la capacité de rétention d'une **zone boisée** à retenir les produits phytosanitaires. Plusieurs essais ont été conduits aux Etats-Unis (Schultz *et al.*, 1995), mais il ne met en œuvre que des zones boisées associées à des bandes enherbées. L'intérêt d'une zone boisée dans notre contexte réside dans l'éventuelle couverture herbeuse au sol qu'elle comporte.

Par ailleurs, dans notre contexte de petit bassin versant viticole, il est extrêmement rare que des zones boisées soient en aval d'une parcelle de vigne. En général, les zones boisées sont localisées sur les lignes de crêtes de ces bassins versants, soit en haut de la pente des parcelles viticoles. Ces zones boisées ne pourront pas jouer un rôle dans l'interception du ruissellement des produits phytosanitaires.

Pour ces deux principales raisons, les zones boisées sont assimilées à des dispositifs enherbés dans l'indice parcellaire Ci.

Les **haies** sont des alignements d'arbres ou de buissons (Caubel, 2001 ; Pervanchon et Blouet, 2002). Caubel, (2001), Caubel *et al.*, (2003) Viaux *et al.*, (2001) constatent que les haies faites d'un groupement d'arbres en fond de vallée d'un bassin versant permettent de retenir significativement l'azote. Mais l'évaluation de la rétention de produits phytosanitaires par la haie est peu renseignée dans la bibliographie. Par ailleurs, Alegre et Rao, (1996) et Kiepe, (1995) constatent que selon son pouvoir de couverture du sol, la haie réduit le volume d'eau qui ruisselle et en augmente l'infiltration. Ceci est une conséquence de l'augmentation de conductivité hydraulique du sol. La haie est donc également assimilée à un dispositif enherbé.

2.1.1.1. Terminologie descriptive du dispositif enherbé et règles de décisions dans le cadre de la construction de l'indice parcellaire Ci

Les paramètres choisis pour caractériser la capacité de rétention d'un dispositif enherbé sont **sa largeur, sa proportion utile et sa couverture du sol.** (Figure 3-2).

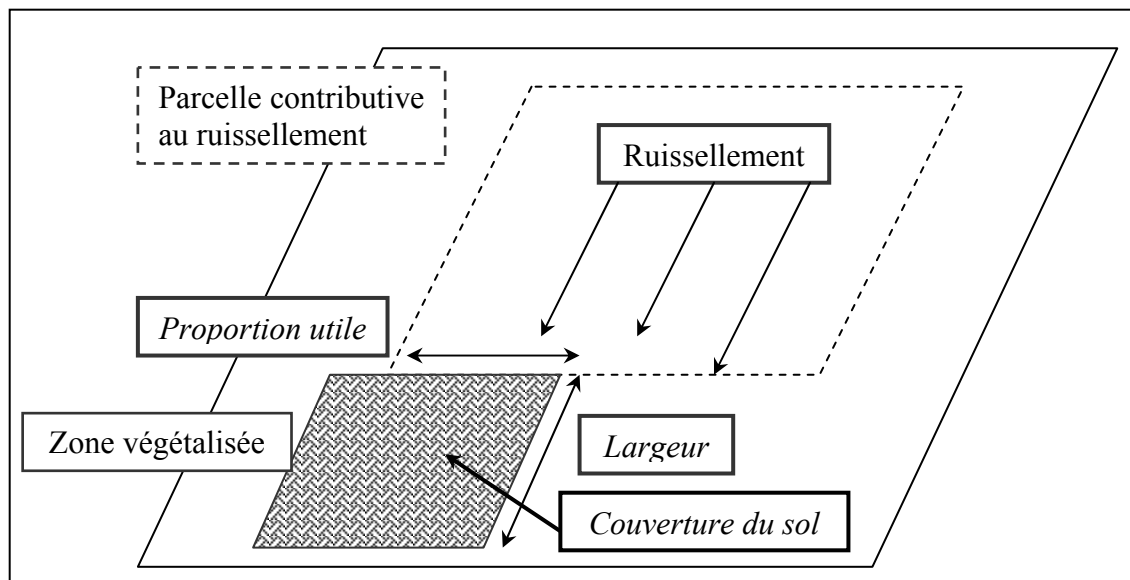


Figure 3-2 : Terminologie utilisée pour décrire un dispositif enherbé (définition de la largeur, de la couverture du sol et de la proportion utile du dispositif enherbé).

Pour sélectionner les variables les plus pertinentes pour la caractérisation d'un dispositif enherbé il est nécessaire d'omettre certains paramètres et de définir des hypothèses de départ :

- Les **espèces composant le dispositif enherbé et les espèces arbustives composant la haie ne sont pas différenciées** pour deux raisons principales: les espèces servant à ces dispositifs tampons sont globalement toujours les mêmes (des graminées pour les dispositifs enherbés) et à notre connaissance, peu d'essais comparatifs ont été faits pour comparer le pouvoir de rétention d'un dispositif enherbé en fonction de l'espèce qui le compose.
- Les dispositifs enherbés **issus d'un enherbement naturel et ceux issus d'un semis** par le viticulteur ne sont pas non plus différenciés car lorsqu'un dispositif enherbé est

bien implanté, nous émettons l'hypothèse que son mode de mise en place ne les différencie pas.

- **La position du dispositif enherbé n'est pas précisée**, c'est à dire si elle est intra parcellaire ou inter parcellaire. En effet, le dispositif enherbé sera dans tous les cas pris en compte.
- **La nature du sol sous le dispositif enherbé n'est pas non plus prise en compte** car les expérimentations sur la capacité de rétention des **dispositifs enherbés** sont toujours faites sur des sols similaires à savoir limoneux (Lecomte *et al.*, 1997 ; Patty, 1997). Ce paramètre pourrait, par la suite, être intégré à l'indice Ci si des données complémentaires sont publiées.
- Un **coefficient de rétention similaire pour toutes les substances actives homologuées en viticulture** est affecté à chaque zone tampon. Ceci est lié au fait que des résultats d'expérimentations ne sont disponibles que pour certaines molécules. Ces résultats sont généralisés, tout en sachant qu'ils ne représentent pas exactement la réalité. Il sera possible par la suite, d'affecter un coefficient de rétention spécifique par molécule ou par famille de molécules, lorsque des expérimentations validées seront disponibles.
- La **pente** de la zone tampon n'est pas prise en compte car les données bibliographiques actuellement disponibles sont difficilement exploitables car incomplètes (**Tableau 3-2**).

Tableau 3-2 : Pourcentage de rétention des dispositifs enherbés selon (Patty, 1997) et conclusions quant à l'effet de la pente et de la largeur des dispositifs enherbés étudiés sur leur capacité de rétention de 4 substances actives.

	Largeur du dispositif enherbé (m)											
	Lindane			Atrazine			Isoproturon			Diflufenican		
	6 m	12 m	18 m	6 m	12 m	18 m	6 m	12 m	18 m	6 m	12 m	18 m
Pente (%)												
6 –10 %	71	75	81	91	97	99	85	88	-	83	94	-
8 –13 %	100	100	68	72	82	99	-	-	-	-	-	-
13,8 %	-	-	-	-	-	-	95	100	100	99	100	100
Conclusions	Si + large, + efficace Si + pentu, + efficace mais au dessus certain largeur efficacité diminue			Si + large, + efficace Si + pentu, – efficace mais au dessus certain largeur efficacité augmente			Si + large, + efficace Si + pentu, + efficace			Si + large, + efficace Si + pentu, + efficace		

2.1.1.2. Largeur du dispositif enherbé

En ce qui concerne **les dispositifs enherbés**, il existe de nombreuses références bibliographiques traitant du rôle de rétention d'herbicides, d'insecticides ou de fongicides par des bandes enherbées de largeurs allant de 1 m à 18 m. (Lecomte *et al.*, 1997 ; Patty, 1997) en ont fait une synthèse bibliographique exhaustive.

Les résultats des travaux de Lecomte *et al.*, (1997) et de Patty, (1997) montrent une réduction significative des quantités de substances actives retrouvées après passage à travers une bande enherbée (**Tableau 3-3**). Toutefois, ces résultats ne permettent pas de montrer une influence significative de la largeur d'un dispositif enherbé sur le coefficient de rétention des produits phytosanitaires qui traversent une bande enherbée (**Communication de Benoît Réal, 22/01/04**).

Spatz (1997) montre que dans ses conditions expérimentales une bande de 7,5 m de large retient des molécules de produits phytosanitaires très mobiles (faibles Koc) mais que pour observer des résultats efficaces, il vaut mieux planter une bande enherbée de 15 m de large.

Tableau 3-3 : Synthèse sur l'efficacité des bandes enherbées en fonction de leur largeur (sites de Plélo, Bignan et La Jaillière d'après Patty, 1997 et site de Spechbach-le-Haut d'après Koller, 2001).

Efficacité moyenne de limitation du transfert de quelques substances actives (%)				
Molécules dosées	Site d'étude	Largeur de la bande enherbée		
		6 m	12 m	18 m
Isoproturon (herbicide)	Plélo 1994-95	95	100	100
Diflufenican (herbicide)	Plélo 1994-95	99	100	100
Lindane (insecticide)	Bignan 1993-94	100	100	68
	La Jaillière 1993-94	71	75	81
Atrazine (herbicide)	Bignan 1993-94	72	82	99
	La Jaillière 1993-94	91	97	99
	Spechbach-le-Haut 1997	99	100	99,9
	Spechbach-le-Haut 1998	73,8	93,8	100
	Spechbach-le-Haut 1999	33,8	35,9	35,6
DEA (métabolite de l'atrazine)	Bignan 1993-94	71	85	99
	La Jaillière 1993-94	86	95	95
	Spechbach-le-Haut 1997	98	100	99,8
	Spechbach-le-Haut 1998	76,1	91,7	100
	Spechbach-le-Haut 1999	46,6	63,3	67
DIA (métabolite de l'atrazine)	Bignan 1993-94	70	84	99
	La Jaillière 1993-94	88	92	92
	Spechbach-le-Haut 1997	98,9	100	99,9
	Spechbach-le-Haut 1998	68,9	89	100
	Spechbach-le-Haut 1999	52,3	75,6	80
Moyenne de limitation de transfert pour une bande enherbée (toutes molécules confondues)	Tous sites confondus	78,4 %	87,3 %	90,2 %

Au-delà de 6 m de large, il est admis qu'un dispositif enherbé joue bien un rôle de rétention de la majorité des substances actives de produit phytosanitaire. Le pouvoir de rétention d'une bande enherbée est ainsi caractérisé par la largeur et le pouvoir couvrant du dispositif enherbé. Ceci étant développé dans le paragraphe suivant.

2.1.1.3. Couverture du sol du dispositif enherbé

(Watanabe et Grismer, 2001) a étudié le rôle du pourcentage de couverture du sol par un dispositif enherbé implanté dans un verger (**Tableau 3-4**). Ces résultats peuvent être utilisés

pour une parcelle de vigne. Ce paramètre est pris en compte de façon **qualitative** pour compléter la caractérisation du dispositif enherbé. La couverture du sol par le dispositif enherbé sera qualifié de « bonne » ou de « médiocre » (**Tableau 3-5**).

Tableau 3-4 : Pourcentages de rétention d'un insecticide le diazinon, par une bande enherbée en fonction de la couverture du sol de cette dernière, (*Couverture du sol = Pouvoir couvrant du sol lié à la végétation) (Watanabe et Grismer, 2001).

Couverture du sol* de la bande tampon végétalisée	Pourcentage de diazinon retenu par la bande enherbée
0 %	0 %
50 %	33 %
100 %	73 %

Lorsque la couverture du sol est deux fois moins couvrante (de 100 % à 50 %), la bande enherbée retient plus de 2 fois moins de diazinon épandu sur le sol.

Tableau 3-5 : Paramétrage des classes « défavorable » et « favorable » de la couverture du sol du dispositif enherbé, (*Couverture du sol = Pouvoir couvrant du sol lié à la végétation) (Watanabe et Grismer, 2001).

Qualité du couvert du sol* par le dispositif enherbé	Classe
Entre 0 et 75 %	Défavorable
Entre 75 et 100 %	Favorable

Le tableau ci-dessus sert au paramétrage du calcul de l'indice Ci.

2.1.1.4. Proportion utile du dispositif enherbé

Ce paramètre reflète la partie du dispositif enherbé qui intercepte l'eau de ruissellement d'une parcelle. C'est un rapport entre la longueur du bas de la pente de la parcelle sur laquelle ruisselle l'eau et la longueur disponible du dispositif enherbé en bas de cette parcelle. Ce paramètre est une variable **quantitative** : une fraction notée entre 0 et 1 (**Figure 3-3**).

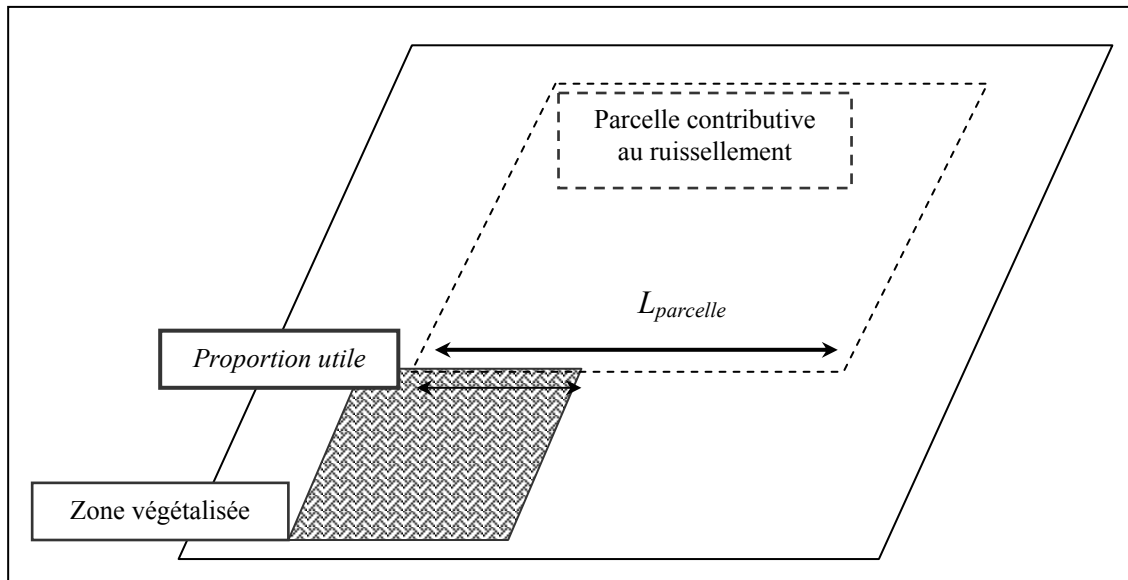


Figure 3-3 : Représentation schématique de la localisation de la proportion utile du dispositif enherbé.

Une fois que la proportion utile ($L_{\text{dispositif enherbé}} / L_{\text{parcelle}}$) de la zone tampon est connue, il est aisé de construire la première partie de la variable P_{jusqRH} , le coefficient de rétention de la substance active par la zone tampon.

2.1.1.5. Agrégation des paramètres retenus

Le **Tableau 3-6** permet de présenter les coefficients de rétention du dispositif enherbé exprimé entre 1 (0 % du produit phytosanitaire retenu) et 0 (100 % du produit phytosanitaire retenu) en fonction de la largeur de la bande enherbée et de la qualité de couverture par cette bande enherbée. Les coefficients de la couverture du sol médiocre sont les pourcentages de rétention des produits phytosanitaires trouvés par Patty (1997) et Koller (2001) divisés par deux en fonction de ce qui a été démontré par Watanabe et qui est présenté à l'aide des **Tableaux 3-4 et 3-5** (2001).

Tableau 3-6 : Valeurs du coefficient de rétention des produits phytosanitaires par un dispositif enherbé (1 correspond à la rétention maximale et 0 à la rétention minimale).

Couverture du sol	[0 ; 3 m]	[3 ; 6 m]	[6 ; 12 m]	[12 ; 18 m]	> 18 m	Référence
Bonne	0	0,5	0,75	0,85	1	Patty, 1997 ; Koller, 2001
Médiocre	0	0,25	0,375	0,425	0,5	Watanabe, 2001

Ce résultat est pondéré par la proportion de la parcelle directement en contact avec le dispositif enherbé pour obtenir le pouvoir de rétention du dispositif enherbé dans cette condition parcellaire (**équation 3-2**) :

$$\mathbf{ZV_i = \text{coefficient rétention} * \text{Proportion utile}} \quad (3-2)$$

2.1.2. Capacité de rétention totale des zones tampons (ZT) traversées par l'eau qui ruisselle

Le risque total de retrouver des substances actives après passage à travers les zones tampon de l'eau qui ruisselle est le produit de tous les pouvoirs de rétention des zones tampon traversées (équation 3-3).

$$ZT = \prod_i (ZV_i) \quad (3-3)$$

Avec

ZV_i : capacité de rétention de la zone végétalisée i ;

ZT : capacité de rétention de toutes les zones tampons traversées par l'eau qui ruisselle pour une parcelle.

2.2. Sous-variable PT : parcelles traversées jusqu'au point d'ancrage au réseau hydrographique

2.2.1. Prise en compte de la parcelle P0, parcelle où le produit phytosanitaire est appliqué

Cette parcelle est déjà caractérisée dans le module RESU de l'indicateur I-Phy-parcelle (dans les variables potentiel de ruissellement, potentiel de dérive et dans la variable position). C'est pour cette raison que le calcul de C_i est fait de façon différente selon que C_i est agrégé à I-Phy-parcelle ou non.

En effet, C_i peut servir à identifier des parcelles à risque dans un bassin versant sans qu'il soit possible de connaître les programmes de traitements phytosanitaires des parcelles du bassin versant. Dans ce cas, il est important de prendre en compte les caractéristiques de la parcelle d'où part le ruissellement. C_i est alors un indice de connectivité et de contribution des parcelles du bassin versant.

Dans le cas où le gestionnaire du bassin versant dispose des programmes de traitements phytosanitaires des parcelles, l'indice C_i ne prendrait pas en compte la parcelle P0 et C_i est un indice de connectivité stricte. Ainsi les caractéristiques de P0 ne sont pas prises en compte deux fois, ils ne sont pris en compte qu'une fois dans I-Phy-parcelle.

2.2.2. Sous-variable coefficient de rétention des parcelles traversées (PT)

2.2.2.1. Variables principales

L'hypothèse est que si l'eau ruisselante d'une parcelle traitée traverse plusieurs parcelles, chacune d'entre elles est susceptible d'avoir un effet de rétention des produits phytosanitaires.

A l'échelle parcellaire, de nombreux auteurs (Battany et Grismer, 2000 ; Bibard *et al.*, 2001 ; Carsouille, 1986 ; Dunne *et al.*, 1991 ; Huber *et al.*, 2000 ; Lecomte, 1999) montrent

que la couverture du sol est, avec la pente et la texture du sol, un facteur déterminant dans la rétention des produits phytosanitaires contenus dans de l'eau qui ruisselle. Ces trois variables sont prises en compte pour caractériser le pouvoir de rétention d'une parcelle traversée par de l'eau qui ruisselle.

La **pente** et la **texture du sol** sont déjà prises en compte dans le potentiel de ruissellement de la parcelle dans le module RESU de l'indicateur I-Phy-parcelle. Le potentiel de ruissellement est pondéré par la couverture du sol de la parcelle traversée.

Il aurait été possible de reconstruire un arbre de décisions avec les trois variables couverture du sol, pente et texture du sol, mais cela aurait impliqué deux calculs différents pour chaque parcelle l'un lié à la source de ruissellement et l'autre à la traversée par un flux d'eau d'une autre parcelle. C'est pourquoi il est préférable de conserver le mode de calcul du potentiel de ruissellement de I-Phy-parcelle puis de le **pondérer par la couverture du sol** de la parcelle traversée par l'eau qui ruisselle (**Figure 3-4**). La variable Couverture du sol est définie en 4 classes (**Tableau 3-7**) et la variable Potentiel de ruissellement prend ses valeurs entre 0 (risque minimal de ruissellement de la parcelle) et 1 (risque maximal de ruissellement sur la parcelle) comme cela est décrit dans le paragraphe 2-2 du chapitre 1 de la partie 2.

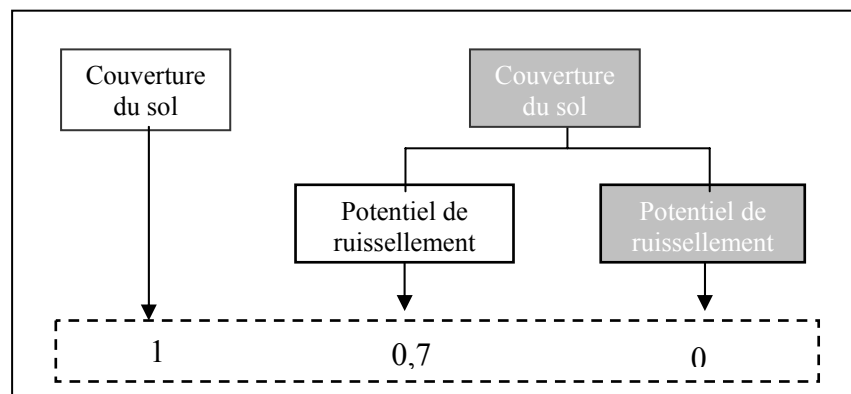


Figure 3-4 : Arbre de décisions permettant l'agrégation des variables Couverture du sol et Potentiel de ruissellement, nommé R (1 correspond au risque minimal de fuite de produits phytosanitaires de la parcelle et 0 au risque maximal de fuite de produits phytosanitaires de la parcelle).

La couverture du sol est prise en compte dans l'indice de connectivité C_i pour affiner le calcul du potentiel de ruissellement (**Tableau 3-7**). Plus la couverture du sol de la parcelle est importante, plus le risque de ruissellement sur cette parcelle diminue.

Tableau 3-7 : Paramétrage des classes de la variable « couverture du sol » de la parcelle traversée (Huber *et al.*, 2000).

Classes de couverture du sol	Couverture du sol des rangs	Couverture du sol des inter-rangs	Classe
100 %	enherbés	enherbés	Favorable
66 %	dés herbés	enherbés	
33 %	dés herbés	enherbés 1 rang sur 2	
0 %	dés herbés	dés herbés	Défavorable

2.2.2.2. Pondérations

(Dunne *et al.*, 1991 ; Ludwig *et al.*, 1996 ; Schwertmann *et al.*, 1987) montrent que la longueur du versant joue de façon significative sur la capacité de rétention d'une parcelle, c'est pourquoi, il paraît indispensable de prendre en compte ce paramètre. Les auteurs ne sont pas d'accord pour dire que le pouvoir de rétention d'une parcelle en pente est proportionnel à sa longueur de pente (Dunne *et al.*, 1991), toutefois par souci de simplification, la **longueur de pente de la parcelle traversée** est prise en compte sous forme d'un coefficient multiplié au résultat obtenu précédemment (**équation 3-4**).

$$CR = L * R \quad (3-4)$$

Avec

L : longueur de la pente de la parcelle traversée ;

R : agrégation des variables couverture du sol et Potentiel de ruissellement pour la parcelle ;

CR : coefficient de rétention de la parcelle traversée construit pour I-Phy-BV.

L'**effet du travail du sol** sur la capacité de rétention d'une parcelle traversée par de l'eau qui ruisselle n'est pas pris en compte (Uri *et al.*, 1998). Uri (1998) précise qu'un labour du sol est capable aussi bien d'induire une diminution de 30 % du ruissellement d'un herbicide que de provoquer un départ de terre sur laquelle sont fixées des molécules de produits phytosanitaires.

2.2.3. Coefficient de rétention de toutes les parcelles traversées (CR) depuis la parcelle j

Il s'agit d'abord de référencer les parcelles traversées par l'eau qui ruisselle entre la parcelle où la substance active est appliquée et le point d'ancrage au réseau hydrographique. Puis de multiplier leur potentiel de rétention par la longueur de leur pente sur laquelle s'écoule l'eau qui ruisselle et enfin, d'agréger ces potentiels de rétention pondérés pour obtenir le potentiel de rétention global de toutes les parcelles traversées par l'eau qui ruisselle. Nous reprenons donc les résultats obtenus à l'aide de l'**équation 3-4** que nous pondérons par la somme des longueurs des pentes des parcelles traversées par l'eau qui ruisselle de la parcelle P0, ce qui nous donne la formule de l'**équation 3-5**.

$$CR = \sum_i (L_i * R_i) / \sum_i (L_i) \quad (3-5)$$

Avec

L_i : longueur de la pente de la parcelle traversée i ;

R_i : coefficient de rétention de la parcelle traversée i ;

CR : coefficient de rétention moyen de toutes les parcelles traversées par l'eau qui ruisselle.

2.3. Agrégation des sous-variables ZT et PT

La note finale de la variable PjusqRH résulte du produit des coefficients de rétention des zones tampon s'il y a des zones tampons présentes sur le chemin de l'eau qui ruisselle et des parcelles traversées par l'eau qui ruisselle (**équation 3-6**) :

$$P_{jusqRH} = ZT * CR$$

(3-6)

Avec

P_{jusqRH} : risque de retrouver une substance active au point d'ancrage au réseau hydrographique de la parcelle P0 ;

ZT : coefficient de rétention de toutes les zones tampons traversées par l'eau qui ruisselle ;

CR : coefficient de rétention moyen de toutes les parcelles traversées par l'eau qui ruisselle.

Cas particulier : dans le cas d'une parcelle équipée d'un drain artificiel ou naturel la reliant au réseau hydrographique, il semble évidemment que ni les zones tampons ni les parcelles entre la parcelle initiale P0 et le réseau ne vont influencer l'arrivée de l'eau au réseau hydrographique. Il sera logique d'admettre alors, que $P_{jusqRH} = 1$.

3. Variable 2 : Parcours de l'eau Dans le Réseau Hydrographique (P_{dansRH})

3.1. Choix des variables

Pour la seconde partie du trajet de l'eau qui ruisselle, c'est à dire **entre le point d'ancrage au réseau hydrographique et l'exutoire**, l'hypothèse est de considérer l'ensemble du trajet de l'eau comme variable appelée « **Parcours dans le réseau hydrographique** », le réseau hydrographique étant le chemin de circulation concentrée de l'eau qui ruisselle. Cette variable nécessite une caractérisation du réseau hydrographique du bassin versant. Dans ce but, (Domange, 2001) propose une approche basée sur une typologie fonctionnelle fine des réseaux hydrographiques : la collecte et l'acheminement des produits phytosanitaires varient en fonction des caractéristiques physiques, topographiques, biologiques etc. du réseau hydrographique. (Kao *et al.*, 2002) utilise la même méthode et attribue une valeur qualitative ou quantitative à chaque type de réseau selon leur participation dans la dissipation du produit phytosanitaire en ajoutant encore quelques fonctions telles que le transfert, l'échange avec la nappe, la rétention et la dégradation. Par ailleurs, les auteurs tentent de valider cette typologie sur différents bassins versants mais cela n'a pas toujours été positif. Cette approche qui porte le nom d'indicateur synthétique, permet d'aboutir à une caractérisation précise. Mais, afin de concevoir un indicateur facile à mettre en œuvre, nous nous limiterons à la collecte de quelques paramètres facilement accessibles.

Dans ce but, deux paramètres sont sélectionnés, le premier est la « **distance parcourue** » dans chacune des différentes parties du réseau hydrographique (biefs) et le deuxième est la « **caractéristique du réseau hydrographique** » de ces parties du réseau hydrique.

La « **distance parcourue** » donne des informations sur la **connectivité des parcelles au réseau hydrographique**, c'est à dire, quels sont les chemins (réseaux hydrographiques) que l'eau qui ruisselle d'une parcelle prend pour arriver à l'exutoire. Tandis que la « **caractérisation** » donne des informations sur la **rétention des produits phytosanitaires lors du ruissellement de l'eau dans le réseau hydrographique**. Ces caractéristiques du réseau ne concernent pas la capacité d'infiltration de l'eau mais la capacité de rétention des produits phytosanitaires.

L'eau qui ruisselle peut se propager dans un bassin versant par le réseau de fossés et par le réseau de chemins. Le **substrat d'un fossé** peut être de cinq sortes : **bétonnés**, composé de **sédiments**, composé de **végétaux morts ou vivants**, ou composé de **sédiments et de végétaux**. **Un chemin peut être bétonné ou fait de terre tassée**. Grâce aux études de (Charnay, 1998 ; Garon-Boucher, 1998, 2003 ; Margoum *et al.*, 2001 ; Moore *et al.*, 2001), des informations précises quant au pourcentage de rétention de produits phytosanitaires par le substrat d'un fossé ou d'un chemin sont disponibles.

Le choix du premier paramètre, « **distance parcourue** » se justifie grâce à la littérature, c'est une variable facilement **accessible** sur le terrain grâce à la des outils comme une carte IGN ou un SIG. En effet, (Williams et Smith, 2001 ; Williams *et al.*, 1999) montrent qu'après une certaine distance parcourue à savoir entre 50 et 400 m, le pourcentage de produits phytosanitaires dans l'eau de réseau hydrographique diminue tandis que (Moore *et al.*, 2001) constate que les produits phytosanitaires disparaissent entièrement après 50 m de trajet dans un fossé végétalisé. L'hypothèse est donc que si la distance parcourue est grande, il y a plus de chance que les produits phytosanitaires dans l'eau de ruissellement d'une parcelle soient l'objet de mécanismes physiques tels que la sorption. Cependant, la distance critique au-delà de laquelle la totalité des produits phytosanitaires est dissipée dans un réseau hydrographique n'est pas facile à définir. Toutefois, (Garon-Boucher, 2003) en travaillant avec différents types de fossés et avec une série de molécules trouvent en effet que plus la longueur des fossés est grande, plus la rétention des molécules phytosanitaires est importante. Toutefois, la nature du fossé joue aussi un rôle : 2 fossés différents d'une même longueur, ne retiendront pas la même quantité de substance actives de produits phytosanitaires. Ainsi, une distance critique est fixée pour chaque type de réseau hydrographique.

La variable « **caractéristique de réseau hydrographique** » est prise en compte car plusieurs auteurs ont montré l'importance du substrat des fossés dans la qualité des eaux de ruissellement retrouvées à l'exutoire (Garon-Boucher (1998) ; Charnay (1998); Moore *et al.*, (2001) ; Margoum *et al.*, (2001) ; et Kao *et al.* (2002)). Au regard de ces éléments, il semble judicieux de prendre en compte les caractéristiques du réseau hydrographique en faisant l'hypothèse que si les caractéristiques d'un réseau hydrographique sont favorables pour une éventuelle dissipation des produits phytosanitaires il aura une épuration des produits suivi d'une forte réduction de taux des molécules dans l'eau du réseau avant d'arriver à l'exutoire.

3.2. Description des variables caractérisant PdansRH

La variable PdansRH représente le pouvoir de rétention du réseau hydrographique vis-à-vis des substances actives des produits phytosanitaires. Les variables que nous retenons sont **la longueur et les caractéristiques du réseau hydrographique (le substrat : les végétaux (vivants et morts) et les sédiments, terre tassée)**. Les deux paramètres sont renseignés pour chaque portion du réseau hydrographique intervenant dans le transport de l'eau qui ruisselle jusqu'à l'exutoire. Il en résulte un coefficient global de contamination des eaux qui arrive à l'exutoire.

- **Distance parcourue**

C'est la longueur en mètre que l'eau ruisselante parcourt du point d'ancrage à l'exutoire du réseau hydrographique.

• Les caractéristiques du réseau hydrographique

Il s'agit de caractériser le réseau hydrographique en fonction du potentiel de rétention de son substrat vis à vis des substances actives des produits phytosanitaires : substrat en **béton complètement imperméable**, substrat fait de **sédiments et de terre partiellement imperméable** ou substrat fait de **végétaux (morts et vivants) beaucoup plus perméable**. Le potentiel de rétention des substrat est basé sur des références bibliographiques tels que Margoum *et al.*, (2001) et Moore *et al.*, (2001) et sur des avis d'experts (**Tableau 3-8**).

Tableau 3-8 : Coefficient caractérisant le risque de retrouver des produits phytosanitaires après traversée d'un réseau hydrographique de différents types.

Caractéristiques	Références	Coefficient de risque
Chemin bétonné	Avis d'experts	1
Fossé sédimenté	(Garon-Boucher, 2003 ; Moore <i>et al.</i> , 2001)	0, 375
Fossé végétalisé (vivants et morts)	(Garon-Boucher, 2003 ; Moore <i>et al.</i> , 2001)	0, 125
Fossé mixte de sédiments et végétaux	Avis d'experts	0, 250
Chemin de terre	Avis d'experts	0, 750

Les hypothèses suivantes sont faites :

- Le coefficient de rétention est le même pour toutes les substances actives des produits phytosanitaires homologués en viticulture.
- La largeur (ou gabarit) du réseau hydrographique n'est pas prise en compte.

3.3. Agrégation des variables

(Moore *et al.*, 2001) montrent une relation proportionnelle entre la diminution de la concentration en substance actives et la distance parcourue dans un fossé végétalisé. Au-dessus de 50 m, il semble y avoir un plafond. Nous pouvons donc supposer que ce seuil soit supérieur pour des fossés aux caractéristiques moins favorables à la rétention des produits phytosanitaires. En effet, les résultats de (Garon-Boucher, 2003) sont beaucoup moins probants pour d'autres types de fossés et les distances nécessaires pour un effet significatif sont supérieures. En utilisant ces derniers résultats et des avis d'experts, la distance minimum a été déterminée (**Tableau 3-9**) et le coefficient de risque est calculé en fonction de la distance parcourue dans le réseau à l'aide d'une relation linéaire lorsque la distance parcourue est inférieure au seuil (**équation 3-7**) :

$$\text{Si } d < d_{\min i} \text{ alors } CR_i = 1 + (CR_{\min i} - 1) * (D_i / D_{\min i}) \quad (3-7)$$

Avec :

$CR_{\min i}$ est le coefficient de risque de réseau hydrographique i

$D_{\min i}$ est la distance minimum nécessaire pour l'entière dissipation dans le réseau hydrographique i

D_i est la distance parcourue dans le réseau hydrographique i

Si la distance est supérieure au seuil le coefficient de risque minimum devient :

Si $d > d_{min}$ alors $CR_i = CR_{min}$

Par exemple : pour le fossé mixte de sédiments et végétaux avec **CR min. de 0,250**, Distance parcouru de **50 m** et **D min. de 150 m**, alors que le coefficient de risque $x = 1 + (0,250 - 1) * (50 / 150) = 0,750$ (Figure 3-5).

Dans le cas où le parcours dans le réseau se composerait de plusieurs types de réseau on multiplie les coefficients de risque.

Tableau 3-9 : Calcul des distances minimales en fonction des caractéristiques du réseau hydrographique.

Caractéristiques	Coefficient de risque minimum (CR min)	Distance minimum (D min)
Chemin Bétonné	1	0
Fossé Sédimenté	0,375	100
Fossé végétalisé (vivants et morts)	0,125	50
Fossé mixte de sédiments et végétaux	0,250	150
Chemin de terre	0,750	200

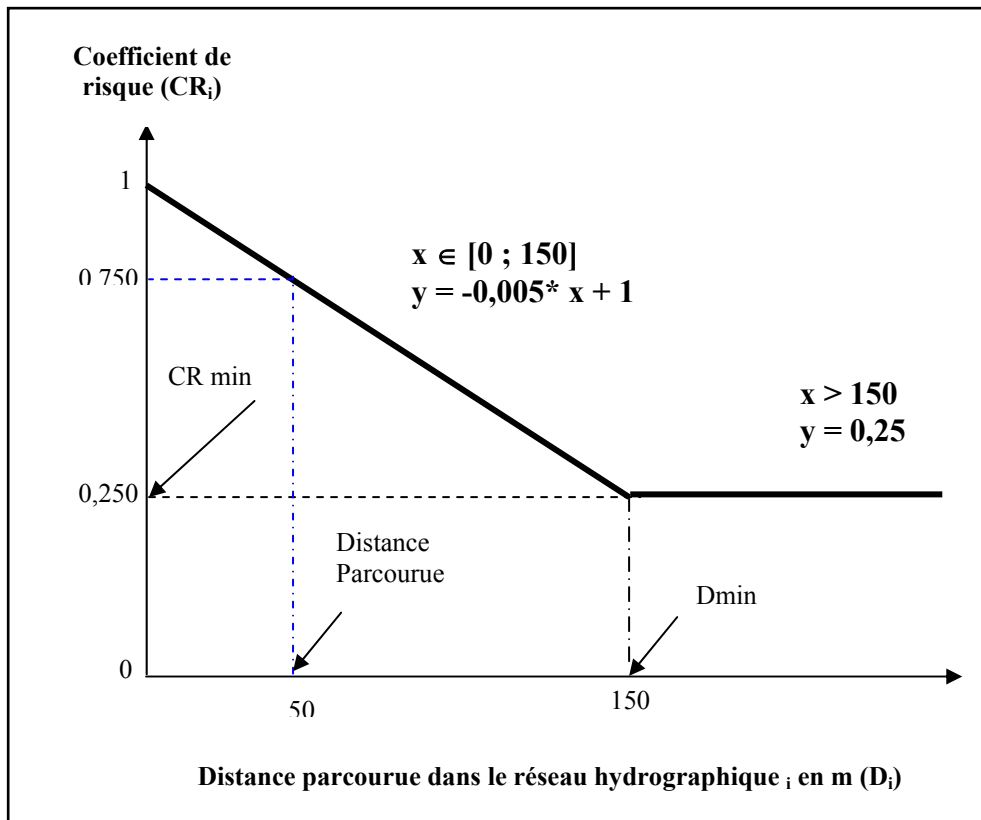


Figure 3-5 : Détermination du coefficient de risque en fonction de la distance parcourue dans le réseau hydrographique.

Nous obtenons grâce à ces variables agrégées un indice de connectivité parcellaire, Ci qui caractérise la position de la parcelle traitée dans le bassin versant vis-à-vis des parcelles qui l'entourent, des zones tampon et des caractéristiques du réseau hydrique du bassin versant dans lequel elle est localisée.

4. Tests de sensibilité des variables de l'indice Ci

Il s'agit désormais de mettre en évidence le poids de chacune de ces variables pour permettre aux utilisateurs de cet indice d'avoir des outils pour interpréter les variations de l'indice en fonction des parcelles pour lesquelles il est calculé. Pour les variables qui sont agrégées à l'aide d'une multiplication, nous n'avons pas effectué les tests de sensibilité car par définition, avec la multiplication, les variables ont le même poids. Les tests de sensibilité ne concernent donc que les caractéristiques de la sous-variable « zone tampon » et la variable PdansRH.

4.1. Paramètre zone tampon (ZT)

Les deux variables caractérisant une zone tampon ne sont pas indépendantes.

Les coefficients de l'arbre de décision affectés selon la largeur et la qualité du couvert de la bande enherbée sont notés entre 0 et 1.

Les deux variables sont des variables discrètes ce qui ne permet pas de relier les points du graphique en deux courbes.

Les deux variables n'ont pas le même poids : si la qualité du couvert est bonne, le paramètre zone tampon varie de 1 point tandis qu'un couvert médiocre fait varier le paramètre de 0.7 point (**Figure 3-6**).

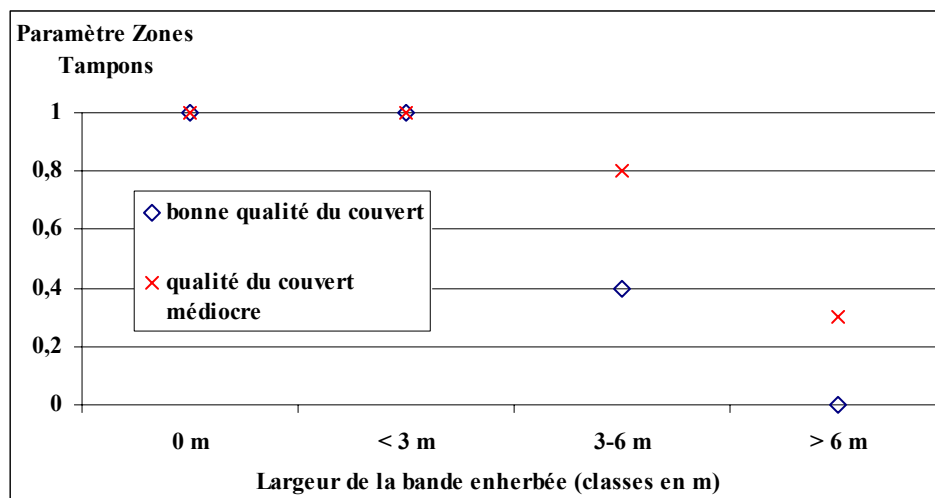


Figure 3-6 : Tests de sensibilité de la variable ZT en fonction de la largeur de la bande enherbée et en fonction de la qualité du couvert de cette bande.

4.2. Variable « coefficient de rétention de la parcelle traversée » (PT)

Pour ce paramètre, les trois variables couverture du sol, texture du sol et pente de la parcelle sont agrégées à l'aide d'un arbre de décisions qui donne des valeurs de conclusions comprises entre 0 et 1 (**Figure 3-4**). D'après cet arbre, lorsque la couverture du sol est en position Défavorable, le paramètre C_{PT} varie de 0,7 points lorsque le potentiel de ruissellement varie. D'après cet arbre, lorsque le potentiel de ruissellement est en position Défavorable, le paramètre C_{PT} varie de 1 point lorsque la couverture du sol varie.

4.3. Variable « Parcours dans le réseau hydrographique » (PdansRH)

La **figure 3-7** permet d'observer le poids des deux variables qui composent la variable PdansRH : une courbe par nature du réseau hydrographique permet de voir l'effet de la longueur sur les valeurs de PdansRH ; et pour chaque longueur, il est possible de mettre en évidence le poids de la nature du réseau hydrographique en prenant les valeurs extrêmes de PdansRH. Par exemple, pour un réseau hydrographique long de 100 m, la variable PdansRH peut varier de 0.8 points.

Par ailleurs, ces deux paramètres ne sont pas indépendants : en effet le paramètre lié à la nature du réseau hydrographique est conditionné par la longueur du réseau hydrographique c'est pour cela que par exemple, pour un réseau hydrographique long de 50 m, la variable PdansRH peut varier de 0.8 points tandis que pour une longueur de 25 m elle ne pourra varier que de 0.4 points.

Pour chaque réseau hydrographique la variation de PdansRH est différente :

- Lorsque le réseau hydrographique est un chemin bétonné, PdansRH est toujours égal à 1
- Lorsque le réseau hydrographique est un chemin de terre, PdansRH peut varier au maximum de 0.25 points
- Lorsque le réseau hydrographique est un fossé contenant des sédiments et des végétaux, PdansRH peut varier au maximum de 0.75 points
- Lorsque le réseau hydrographique est un fossé de sédiments, PdansRH peut varier au maximum de 0.625 points
- Lorsque le réseau hydrographique est un fossé végétalisé, PdansRH peut varier au maximum de 0.875 points

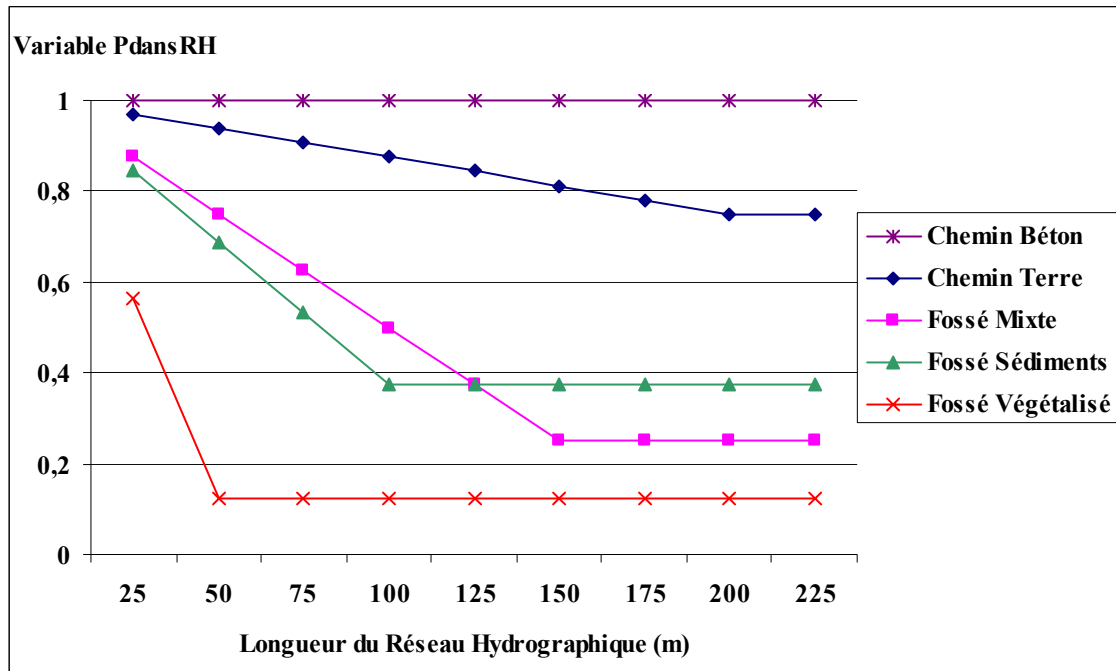


Figure 3-7 : Tests de sensibilité de PdansRH par rapport aux variables nature et longueur du réseau hydrographique.

Les variables composant l'indice de connectivité C_i sont agrégées sous forme d'un produit de facteurs. Quelle que soit la façon d'agréger les variables de l'indice C_i , la hiérarchisation des variables (poids de la variable) reste la grande difficulté dans cette approche. C'est pourquoi, les variables sont agrégées à l'aide de multiplications. Ce mode d'agrégation donne à chacune des variables le même poids tout en ne permettant pas de phénomène de compensation entre les variables.

La première étape du calcul du nouvel indicateur I-Phy-BV est le calcul de l'indice parcellaire C_i à partir des données de terrain. Cela permettra de tester la faisabilité de cette partie de l'indicateur global. C'est ce qui est présenté dans le chapitre qui suit.

Chapitre 2 : Calculs de Ci sur deux bassins versants viticoles expérimentaux

Dans ce chapitre, sont présentés les résultats du calcul de l'indice Ci pour les deux bassins versants expérimentaux qui servent ensuite à la validation de l'indicateur I-Phy-BV.

1. Calcul de l'indice Ci sur le bassin versant de Rouffach

1.1. Démarche

Un travail de collaboration a été mis en place avec l'équipe CEVH/ENGEES sur le bassin versant de Rouffach. Cette équipe dispose des SCAN 25 (cartes topographiques IGN informatisées) des parcelles du bassin versant de Rouffach (Vivier, 2002). Ceci permet de construire des cartes informatiques utilisables pour représenter les résultats du calcul de l'indice Ci.

Toutefois, 5 visites sur le bassin versant ont permis de prendre des photos du site, d'identifier et de caractériser les chemins que l'eau emprunte lorsqu'elle ruisselle après un événement pluvieux et enfin de caractériser les parcelles quant à leur couverture herbeuse. Des informations complémentaires sur la gestion du bassin versant ont été collectées auprès du directeur de l'exploitation viticole du LEGTA¹⁷ de Rouffach qui exploite plus de 80 % de la surface de ce bassin versant.

Il est possible de visualiser la répartition des parcelles du bassin versant (en pourcentage de la surface totale en vigne du bassin versant) dans chaque classe en fonction de leur indice Ci. Les trois graphiques suivants représentent les répartitions des parcelles pour l'indice Ci et pour les deux variables qui le composent, PjusqRH et PdansRH (**figures 3-8, 3-9 et 3-10**).

¹⁷ Lycée d'Enseignement Général et Agricole de Rouffach

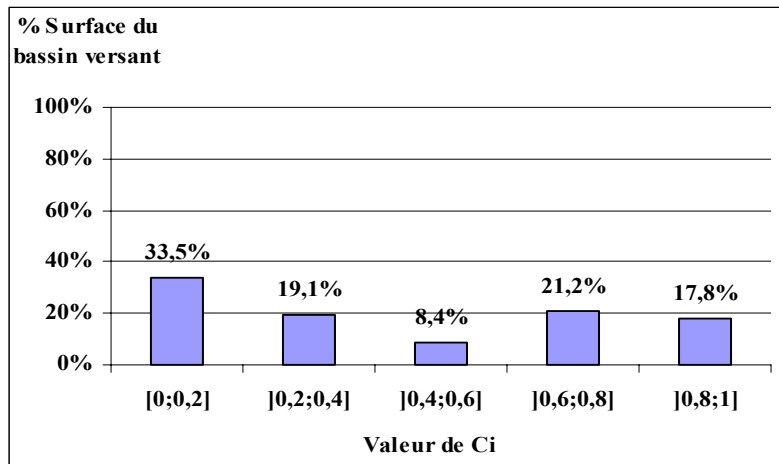


Figure 3-8 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Rouffach en fonction de la valeur de l'indice Ci (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

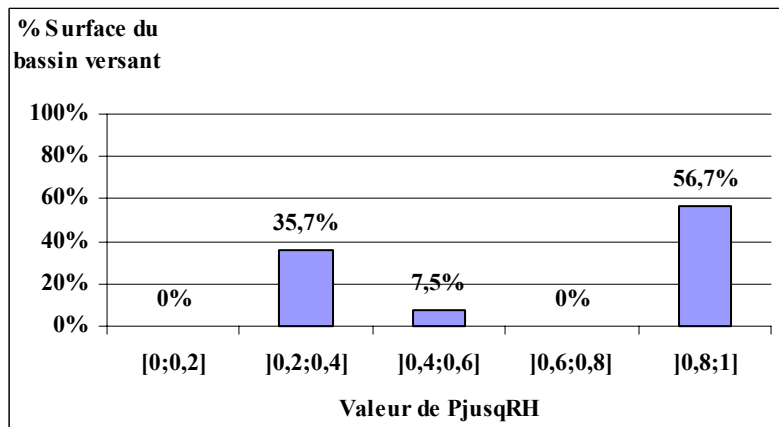


Figure 3-9 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Rouffach en fonction de la valeur de la variable PjusqRH (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

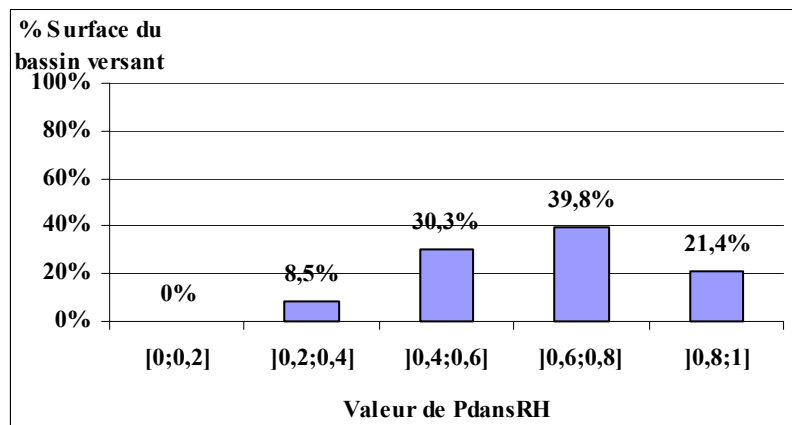


Figure 3-10 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Rouffach en fonction de la valeur de la variable PdansRH (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

Figure 3-11 : Représentation géographique des valeurs de l'indice Ci pour les parcelles viticoles du bassin versant de Rouffach.

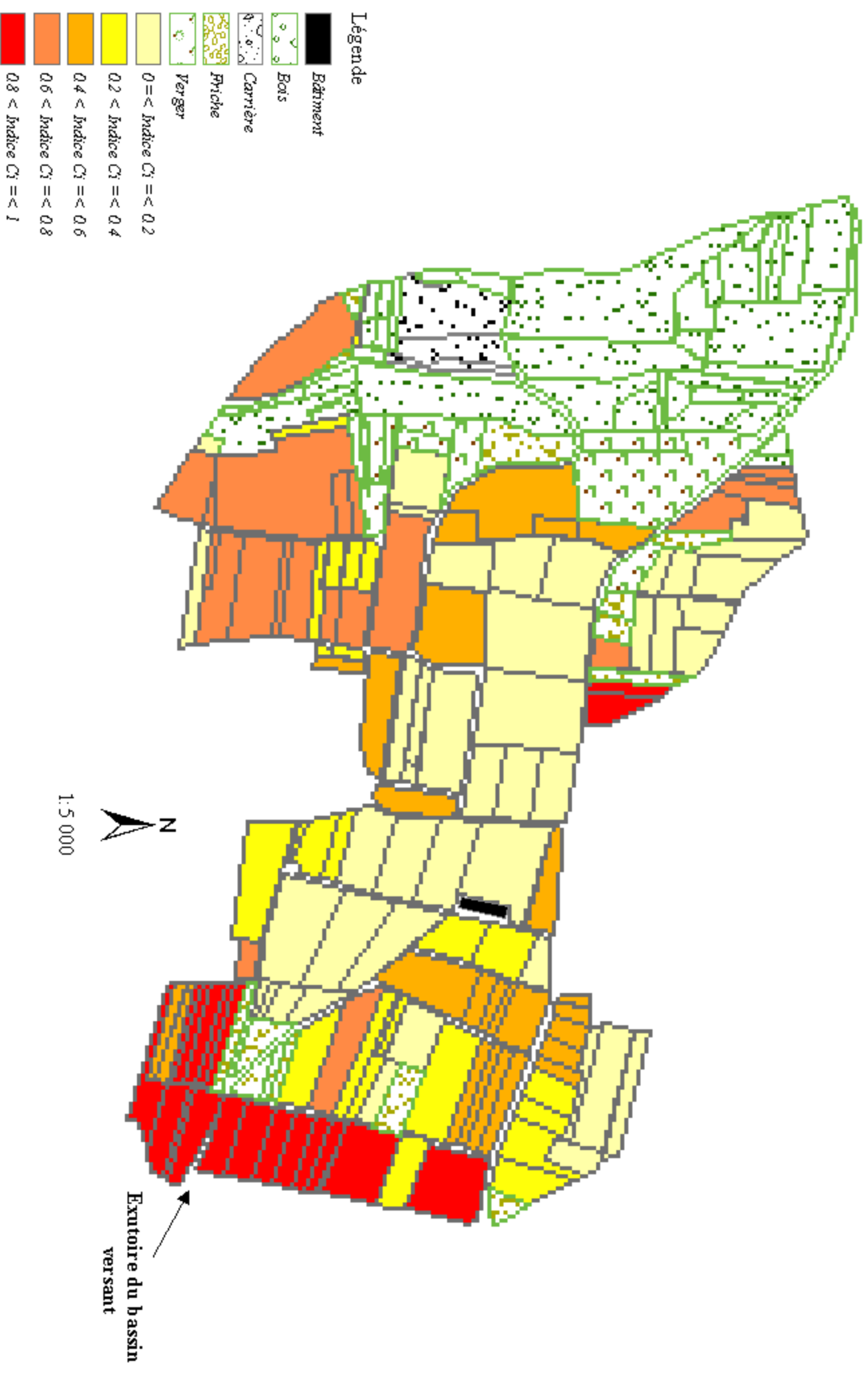


Figure 3-12 : Représentation géographique de la variable P_{jusqRH} calculée pour les parcelles du bassin versant de Rouffach.

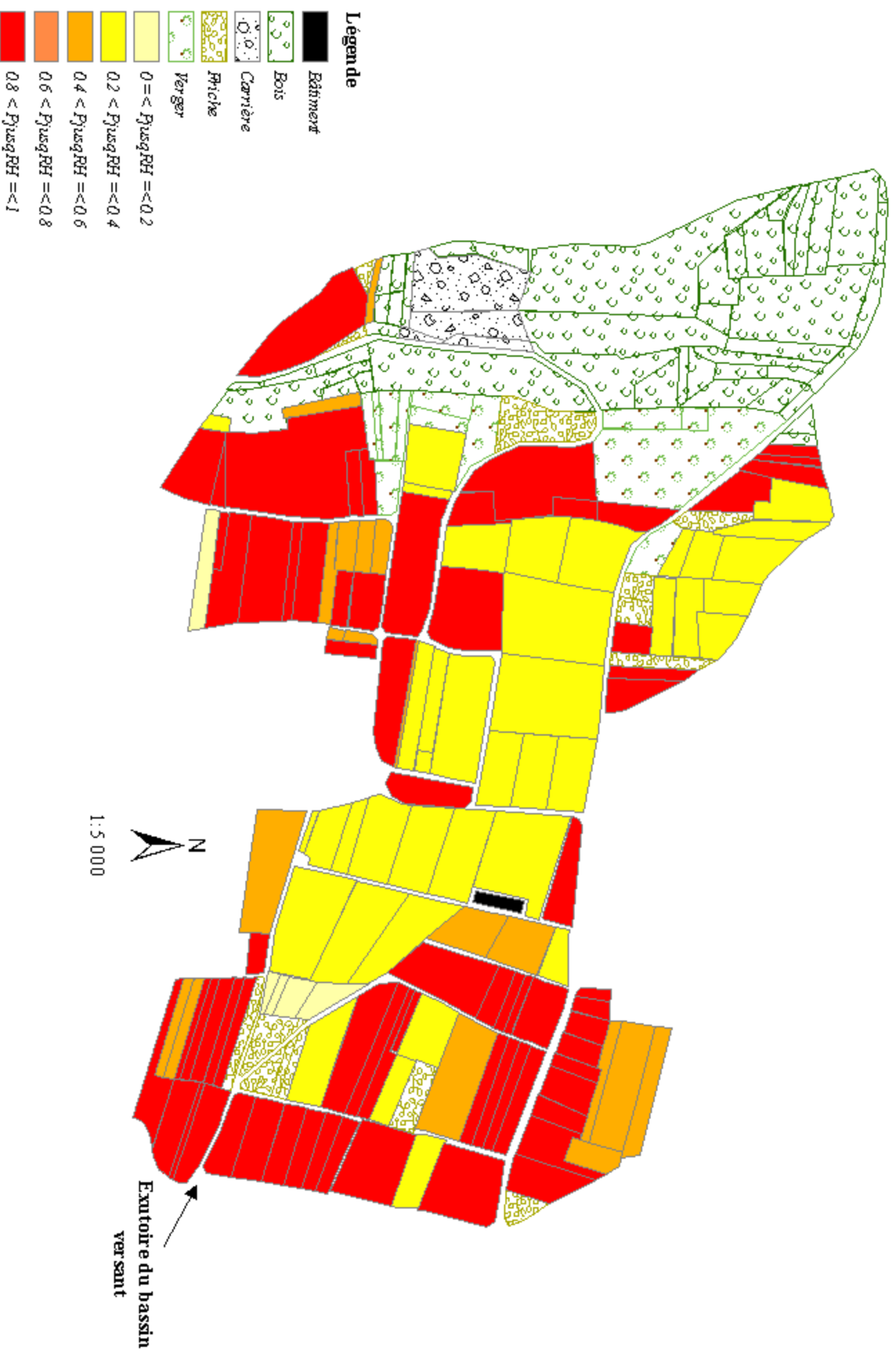
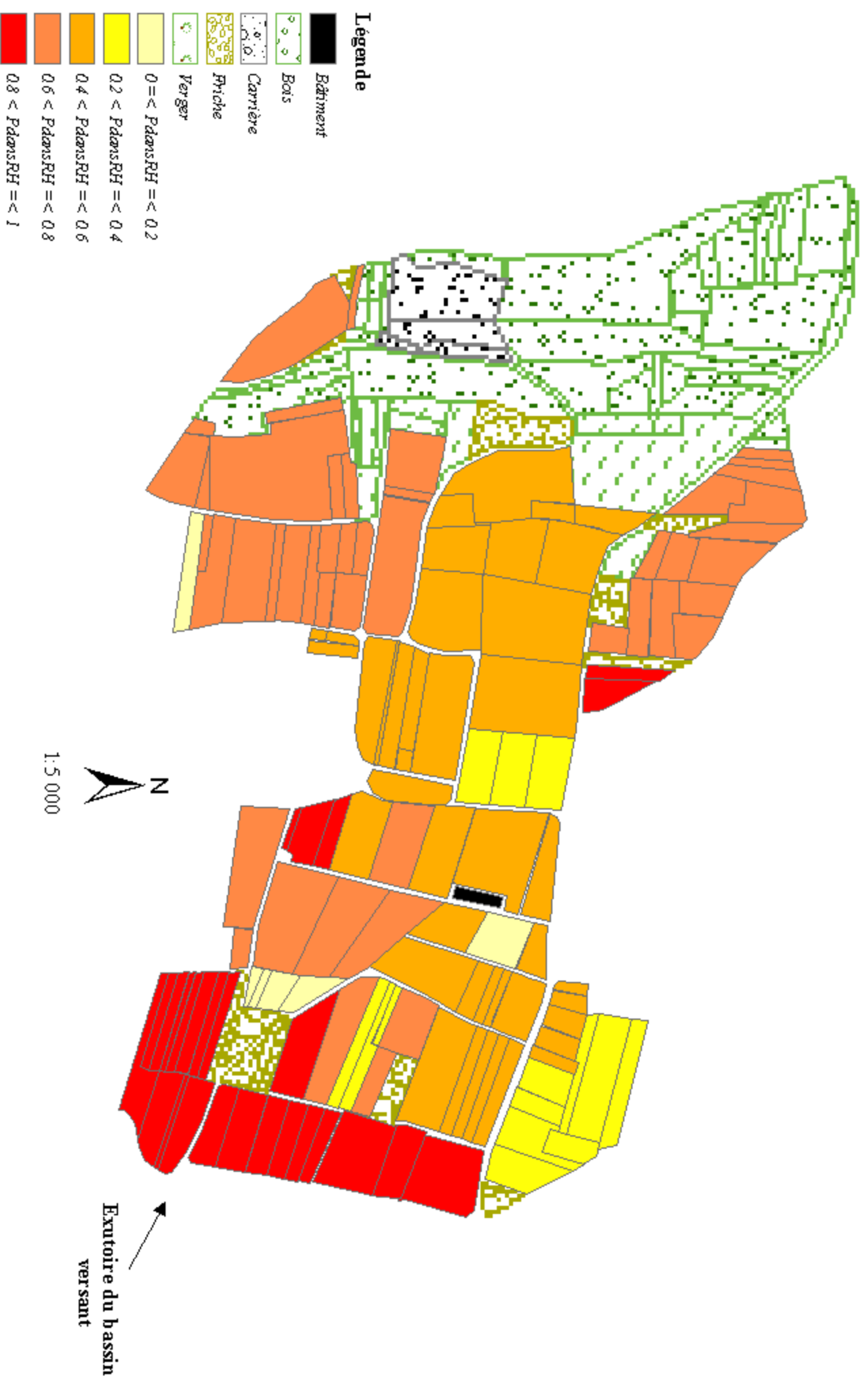


Figure 3-13 : Représentation géographique de la variable PdansRH pour les parcelles viticoles du bassin versant de Rouffach.



1.2. Représentation géographique des résultats

Les résultats des calculs des variables P_{jusqRH} et P_{dansRH} et de l'indice C_i ont pu être représentés géographiquement à l'aide des fichiers géographique ArcGis et de la base de donnée ACCESS contenant les résultats des différents calculs (**figures 3-11, 3-12 et 3-13**). Grâce à la **figure 3-11**, il est possible d'avoir une première vision d'ensemble du bassin versant, de localiser rapidement les parcelles les plus à risque pour l'indice C_i par rapport aux parcelles non viticoles (occupées principalement par des bois, des friches et la carrière à l'ouest du bassin versant) et surtout par rapport à l'exutoire du bassin versant (au sud-est du bassin versant). En comparant les **figures 3-12 et 3-13**, il est possible, pour chaque parcelle d'identifier la contribution de P_{jusqRH} et de P_{dansRH} et le résultat de leur agrégation au moyen de la **figure 3-11**.

Ces figures sont un outil indispensable à la communication des résultats. Elles servent également de point de départ à la discussion que peuvent entreprendre les gestionnaires des ressources en eau avec l'interprofession viticole pour la mise en place de mesures de prévention des risques de pollutions de la qualité des eaux de surface sur un bassin versant viticole. Ces cartes sont toutefois à manier avec précaution, dans la mesure où l'évaluation environnementale des parcelles pourrait avoir des conséquences sur la qualification du foncier.

1.3. Détails des 5 classes de C_i

Globalement, pour C_i comme pour P_{jusqRH} et P_{dansRH} le bassin versant de Rouffach est constitué de parcelles très différentes : pour chaque calcul presque toutes les classes sont représentées.

Pour C_i , les deux effectifs de classe les plus importants sont ceux des classes $[0 ; 0,2]$ et $]0,6 ; 0,8]$ avec respectivement 35 et 25 % de la surface totale du bassin versant.

Les deux classes de P_{jusqRH} les plus importantes sont $]0,2 ; 0,4]$ et $]0,8 ; 1]$ avec respectivement 36 et 56 % de la surface totale du bassin versant.. Les deux classes $[0 ; 0,2]$ et $]0,6 ; 0,8]$ de P_{jusqRH} ne sont pas représentées sur le bassin versant de Rouffach.

La majorité des valeurs de P_{dansRH} se situe dans l'intervalle $]0,4 ; 0,8]$, cela représente plus de 70 % de la surface du bassin versant de Rouffach.

1.3.1. Intervalle $[0 ; 0,2]$

36 % de la surface totale du bassin versant de Rouffach est composé de parcelles dont l'indice C_i est dans l'intervalle $[0 ; 0,2]$, ce qui représente 42 parcelles (**figures 3-14, 3-15, 3-16**). Entre ces parcelles et le réseau hydrographique, il y a une ou plusieurs bandes enherbées dont la couverture du sol et la largeur sont compatibles avec une bonne rétention des produits phytosanitaires (largeur entre 3 et 6 m et bonne couverture du sol). Par ailleurs, ce sont des parcelles qui ne sont pas directement reliées au réseau hydrographique. En effet, l'eau qui en ruisselle doit traverser au moins une autre parcelle avant de rejoindre le réseau

hydrographique. Enfin, pour ces parcelles, la variable PdansRH est assez variable, elle prend des valeurs entre 0,3 et 1.

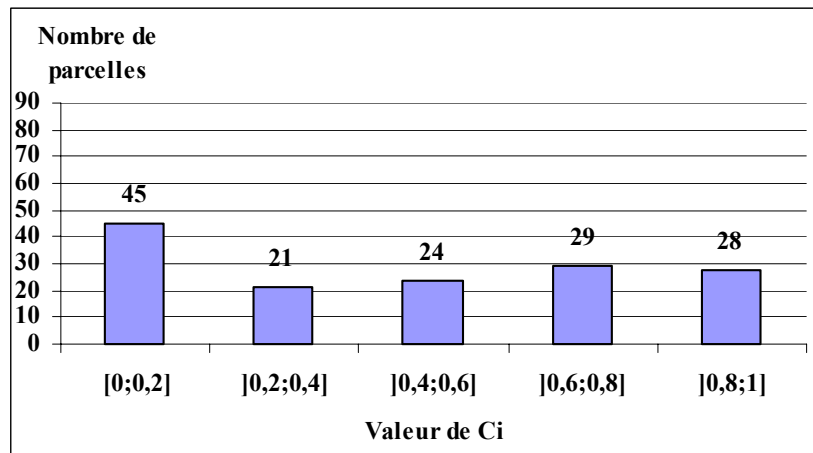


Figure 3-14 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Rouffach en fonction de la valeur de l'indice Ci (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

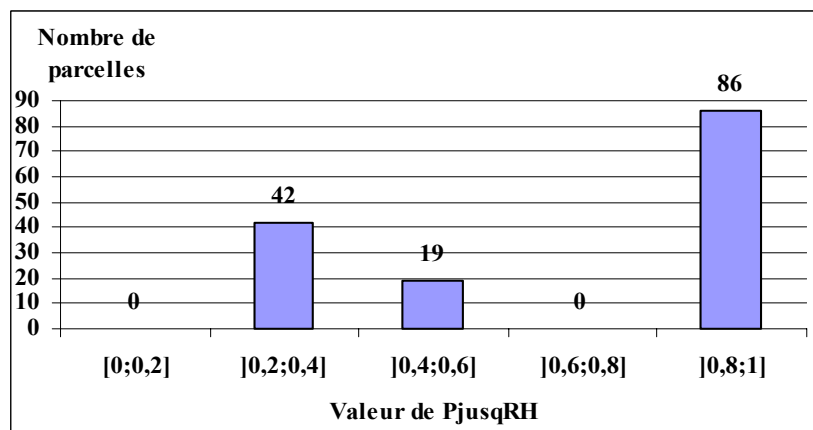


Figure 3-15 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Rouffach en fonction de la valeur de la variable PjusqRH (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

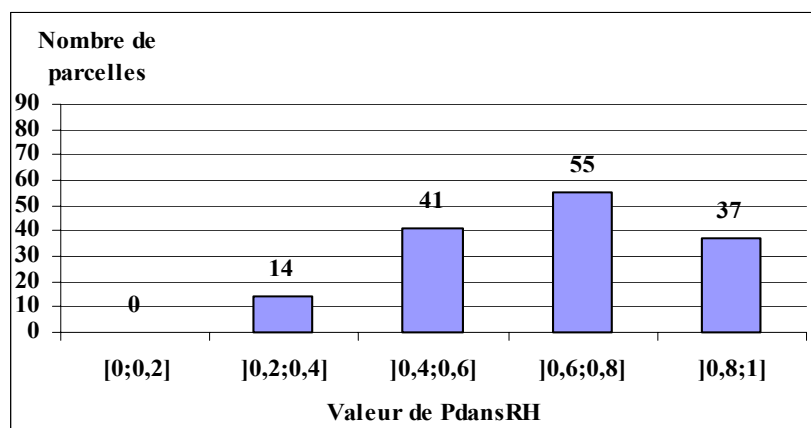


Figure 3-16 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Rouffach en fonction de la valeur de la variable PdansRH (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

1.3.2. Intervalle]0,2 ; 0,4]

Les parcelles du bassin versant de Rouffach dont l'indice parcellaire C_i est compris dans l'intervalle]0,2 ; 0,4] présentent des caractéristiques variables, elles se répartissent en 5 types (tableau 3-10).

Tableau 3-10 : Répartition des parcelles dans la classe]0,2 ; 0,4] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de P_{jusqRH} , P_{dansRH} et C_i .

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	P_{jusqRH}	Nature et longueur du réseau hydrographique	P_{dansRH}	Valeur de C_i
Largeur de 5 m Bonne couverture du sol	1	0,25 à 0,5	Chemin bétonné + fossé mixte	0,5 à 0,52	0,21 à 0,26
Largeur de 1,5 m Toute couverture du sol	1 ou 2	0,5	Chemin bétonné + fossé mixte + chemin de terre	0,47 à 0,74	0,24 à 0,37
Largeur de 1,5 ou 5 m Couverture du sol médiocre	0	0,25 à 1	Fossé mixte	0,25 à 1	0,25 à 0,38
Largeur de 5 m Bonne couverture du sol	2	0,5	Chemin bétonné + fossé mixte	0,55	0,28
Largeur de 7 m Couverture du sol médiocre		0,3 à 0,5	Chemin bétonné	0,6 à 1	0,31

La bonne valeur de rétention de ces parcelles est soit liée au fait que ces parcelles ne sont pas directement reliées au réseau hydrographique soit que le réseau hydrographique a un fort pouvoir de rétention soit enfin que ce réseau hydrographique est très long et permet ainsi même avec un faible pouvoir de rétention, une meilleure rétention des produits phytosanitaires.

1.3.3. Intervalle]0,4 ; 0,6]

Les parcelles du bassin versant de Rouffach dont l'indice parcellaire C_i est compris dans l'intervalle]0,4 ; 0,6] présentent des caractéristiques variables, elles se répartissent en 4 types (tableau 3-11).

Tableau 3-11 : Répartition des parcelles dans la classe]0,4 ; 0,6] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de P_{jusqRH} , P_{dansRH} et C_i .

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	P_{jusqRH}	Nature et longueur du réseau hydrographique	P_{dansRH}	Valeur de C_i
Largeur de 1,5 m Toute couverture du sol	0	1	Chemin bétonné + très long fossé mixte	0,42 à 0,48	0,42 à 0,48
		1	Chemin bétonné + fossé mixte + chemin de terre	0,59	0,59
	1	0,5	Chemin bétonné + chemin de terre	0,99	0,50
Largeur de 5 m Bonne couverture du sol	0	1	Chemin bétonné + fossé mixte + chemin de terre	0,46 à 0,54	0,46 à 0,54

Les variations de la valeur de l'indice Ci dans cette classe sont surtout liées à la nature du réseau hydrographique et à la proportion entre les différents types de chemins parcourus par l'eau le composant.

1.3.4. Intervalle]0,6 ; 0,8]

Les parcelles du bassin versant de Rouffach dont l'indice parcellaire Ci est compris dans l'intervalle]0,6 ; 0,8] présentent des caractéristiques variables, elles se répartissent en 4 types (**tableau 3-12**).

Tableau 3-12 : Répartition des parcelles dans la classe]0,6 ; 0,8] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de PjusqRH, PdansRH et Ci.

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	PjusqRH	Nature et longueur du réseau hydrographique	PdansRH	Valeur de Ci
Largeur de 1,5 ou 5 m Bonne couverture du sol	0	1	Chemin bétonné + fossé mixte + chemin de terre	0,61 à 0,7	0,61 à 0,7
		1	Chemin bétonné + fossé mixte	0,71 à 0,73	0,71 à 0,73

Les variations de la valeur de l'indice Ci dans cette classe sont surtout liées à la nature du réseau hydrographique.

1.3.5. Intervalle]0,8 ; 1]

Près de 16 % de la surface totale du bassin versant de Rouffach est composé de parcelles dont l'indice Ci est dans l'intervalle]0,8 ; 1] (**tableau 3-13**), ce qui représente 28 parcelles (**figures 3-14 et 3-15 et 3-16**). Parmi ces parcelles seules 4 présentent un indice Ci <1, elles sont en tous points semblables aux parcelles dont Ci=1 sauf pour la variable PdansRH : ces 4 parcelles ont des chemins d'eau qui comportent en plus des chemins bétonnés, un chemin de terre ou un fossé mixte (sédiments et végétaux). Sinon, toutes ces parcelles sont directement reliées au réseau hydrographique et ont une bande enherbée dont la largeur est inférieure à 6 m.

Tableau 3-13 : Répartition des parcelles dans la classe]0,8 ; 1] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de PjusqRH, PdansRH et Ci.

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	PjusqRH	Nature et longueur du réseau hydrographique	PdansRH	Valeur de Ci
Largeur de 1,5 ou 5 m Bonne couverture du sol	0	1	Chemin bétonné + chemin de terre ou fossé mixte	0,99	0,99
		1	Chemin bétonné	1	1

1.4. Représentation parcellaire des résultats

Dans les deux parties précédentes, les résultats ont été abordés en pourcentage de la surface du bassin versant. Une autre représentation de ces résultats est possible : la répartition du nombre de parcelles cadastrales (**figures 3-14, 3-15 et 3-16**). Les résultats ne se présentent pas tout à fait de la même façon même si les rangs des intervalles sont les mêmes.

Les valeurs des classes de C_i $]0,6 ; 0,8]$ et $[0,8 ; 1]$ sont composées respectivement de 29 et 28 parcelles agronomiques alors que ces mêmes intervalles représentent respectivement 24,7 et 15,7 % de la surface totale du bassin versant. Pour l'évaluation des risques environnementaux, il est plus intéressant de considérer le pourcentage de la surface du bassin versant car plus grande est la surface à risque, plus il est possible, selon les pratiques du viticulteur, de voir s'exprimer le risque environnemental.

La variable P_{jusqRH} prend une valeur comprise entre 0,8 et 1 pour 86 parcelles sur 147 ce qui représente seulement 56,1 % de la surface viticole du bassin versant. En présentant les résultats en nombre de parcelles, il est possible de toucher la majorité des viticulteurs exploitants du bassin versant, tandis qu'en leur présentant les résultats en pourcentage de la surface viticole, ils risquent d'interpréter que seulement la moitié de la surface du bassin versant présente un risque maximal pour cette variable.

Toute la gamme des valeurs que peut prendre C_i est représentée de manière assez équilibrée. Ceci est intimement lié aux pratiques d'entretien du sol mises en place par les viticulteurs et aux aménagements du réseau hydrographique qui ont été fait depuis plusieurs années. En effet, le LEGTA, qui exploite la majeure partie des parcelles du bassin versant a mis en place des mesures de protection environnementale comme l'enherbement des parcelles, des chemins et des fossés.

La distribution de l'indice C_i montre que le bassin versant de Rouffach est constitué de parcelles plus ou moins capables de limiter le transfert par ruissellement de produits phytosanitaires vers l'exutoire. Ces transferts existent et ont été mis en évidence par des analyses d'eau à l'exutoire du bassin versant (voir paragraphes 1-2 et 2-2 du chapitre 2 de la partie 2).

2. Calcul de l'indice C_i sur le bassin versant de Valvan

2.1. Démarche

La mise à disposition d'une carte SIG du bassin versant et des enquêtes de terrain par la chambre d'agriculture de l'Yonne ont permis d'effectuer le calcul de l'indice C_i pour les parcelles du bassin versant.

2.2. Représentation graphique des résultats

Le calcul de l'indice parcellaire a été fait sur 846 parcelles viticoles qui ont été identifiées comme contributives à l'exutoire où sont faites les mesures de concentration des substances actives de produits phytosanitaires. Les résultats de ces calculs de C_i , de P_{jusqRH} et P_{dansRH} sont présentés à l'aide des **figures 3-17, 3-18 et 3-19**. Ces deux dernières figures permettent

d'apport des informations supplémentaires quant au détail du calcul de C_i et à la contribution au résultat de C_i de chacun des deux variables qui le composent (**figures 3-20 et 3-21**).

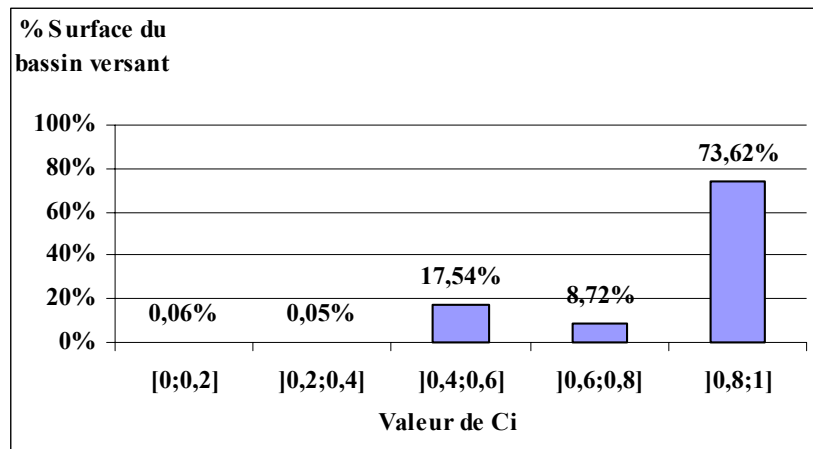


Figure 3-17 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Valvan en fonction de la valeur de l'indice C_i (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

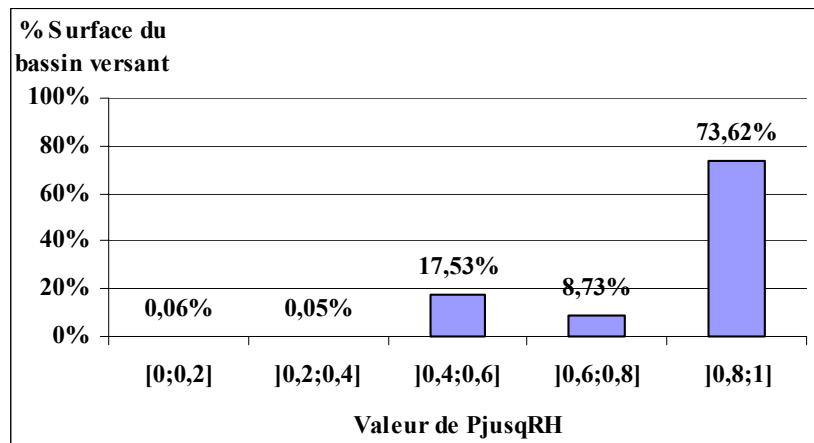


Figure 3-18 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Valvan en fonction de la valeur de la variable P_{jusqRH} (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

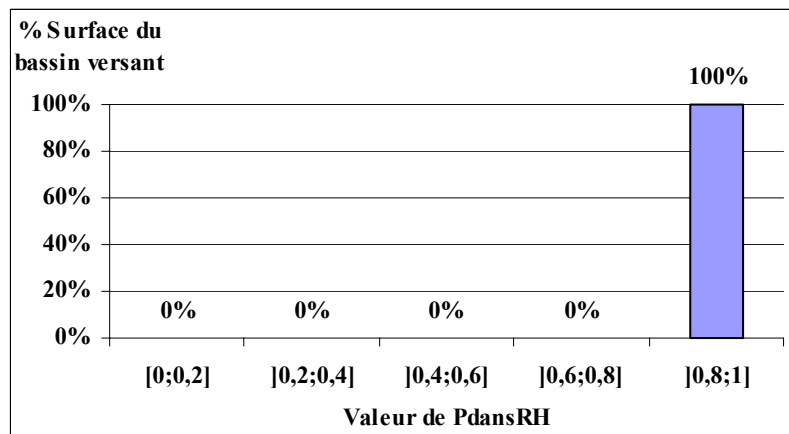


Figure 3-19 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Valvan en fonction de la valeur de la variable P_{dansRH} (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

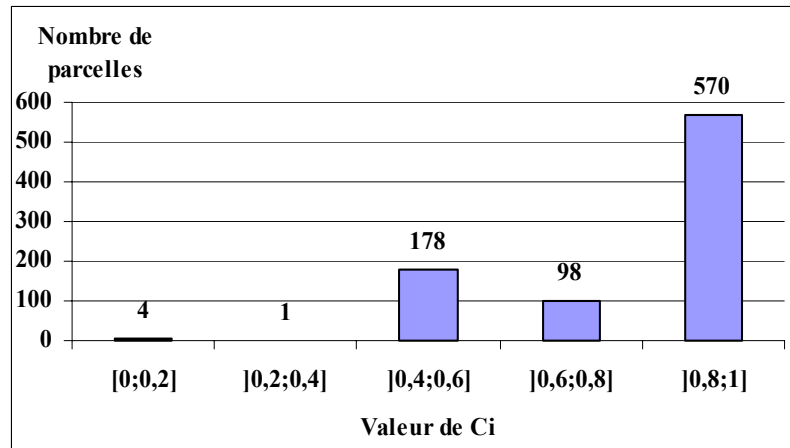


Figure 3-20 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Valvan en fonction de la valeur de l'indice Ci (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

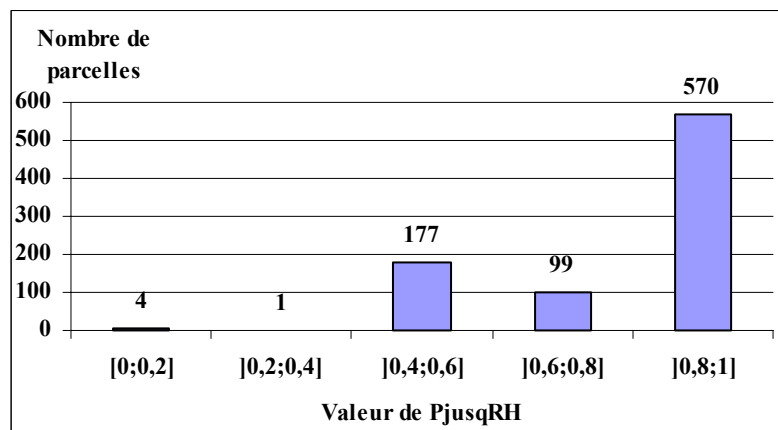


Figure 3-21 : Répartition des parcelles (en pourcentage de surface du bassin versant) de Valvan en fonction de la valeur de la variable PjusqRH (0 correspond au risque minimal et 1 au risque maximal).

La **figure 3-22** permet de se rendre compte que sur ce bassin versant l'indice Ci prend des valeurs principalement entre 0,4 et 1. Seules 5 parcelles sont des parcelles faiblement connectées au réseau hydrographique et ont donc un indice Ci compris entre 0 et 0,4, elles ne représentent que 1 % de la surface totale du bassin versant de Valvan. Cette représentation géographique des valeurs de Ci, PjusqRH et PdansRH permet de visualiser rapidement que le bassin versant présente une forte proportion de parcelles à risque vis-à-vis des pollutions des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Il est également possible à l'aide de la **figure 3-23** de se rendre compte que la totalité du bassin versant présente un fort risque environnemental un fois que les eaux de ruissellement ont rejoint le réseau hydrographique.

Figure 3-22 : Représentation géographique des valeurs de l'indice Ci pour les parcelles viticoles du bassin versant de Valvan.

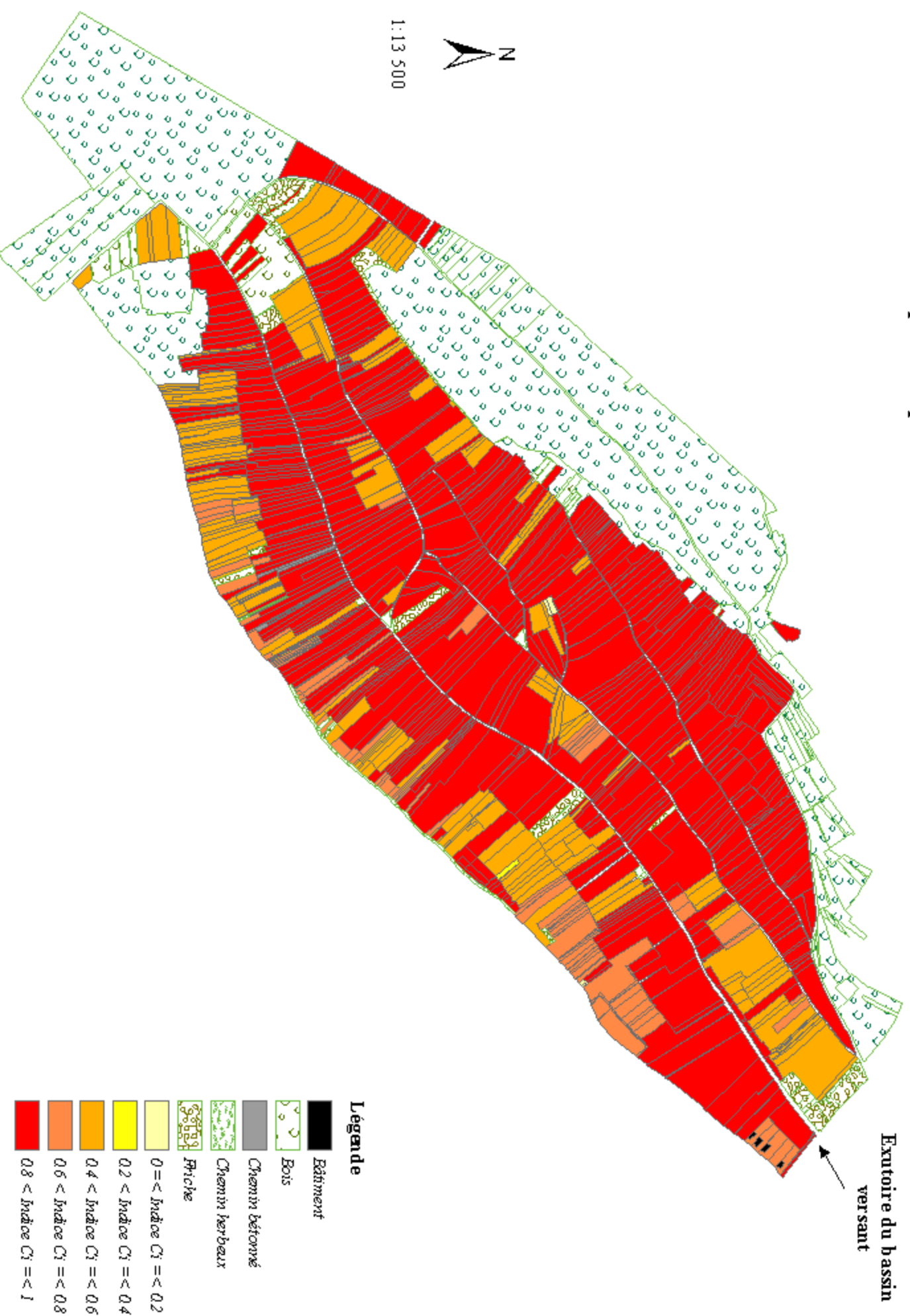


Figure 3-23 : Représentation géographique de la variable P_{jusqRH} pour les parcelles viticoles du bassin versant de Valvan.

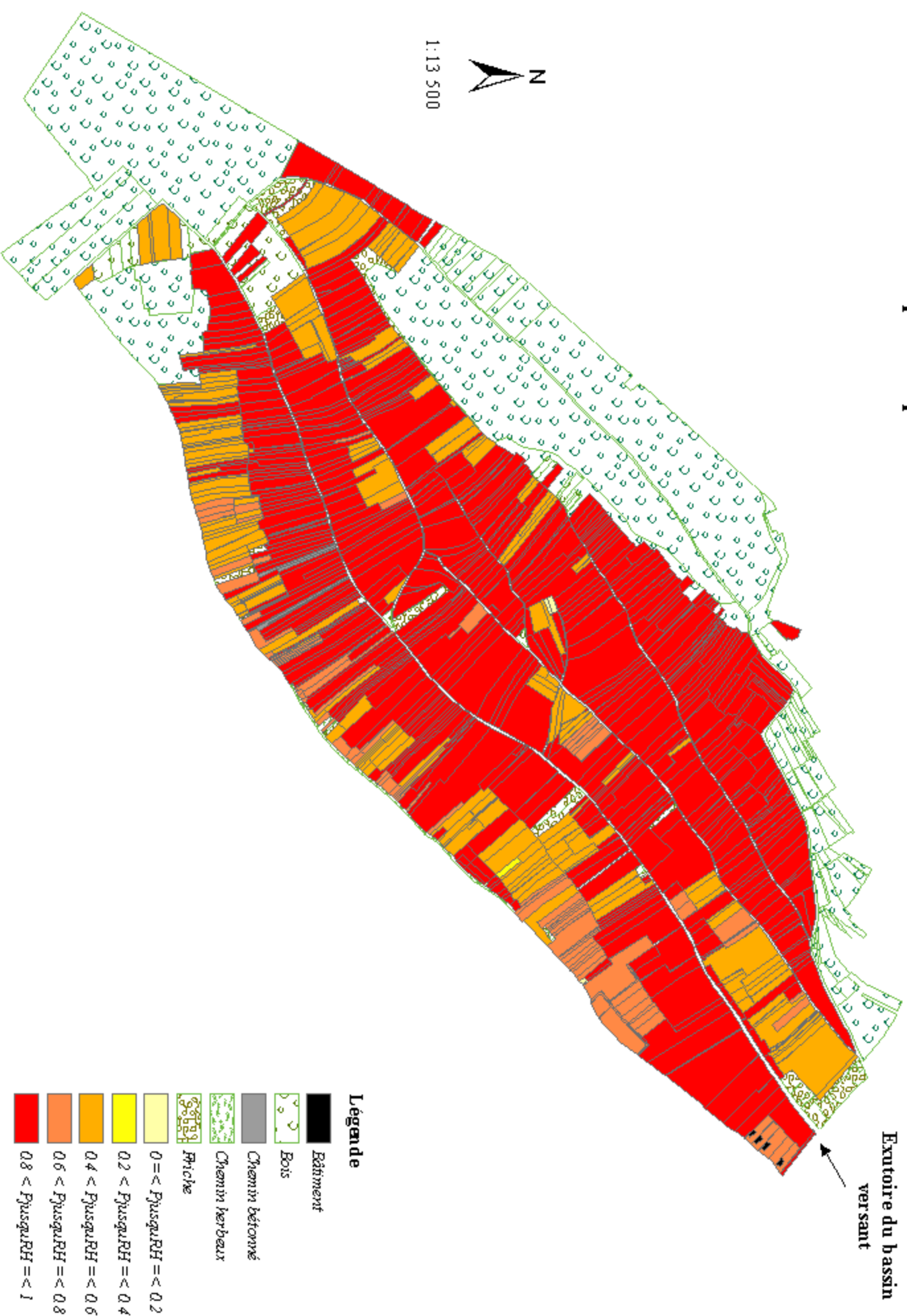
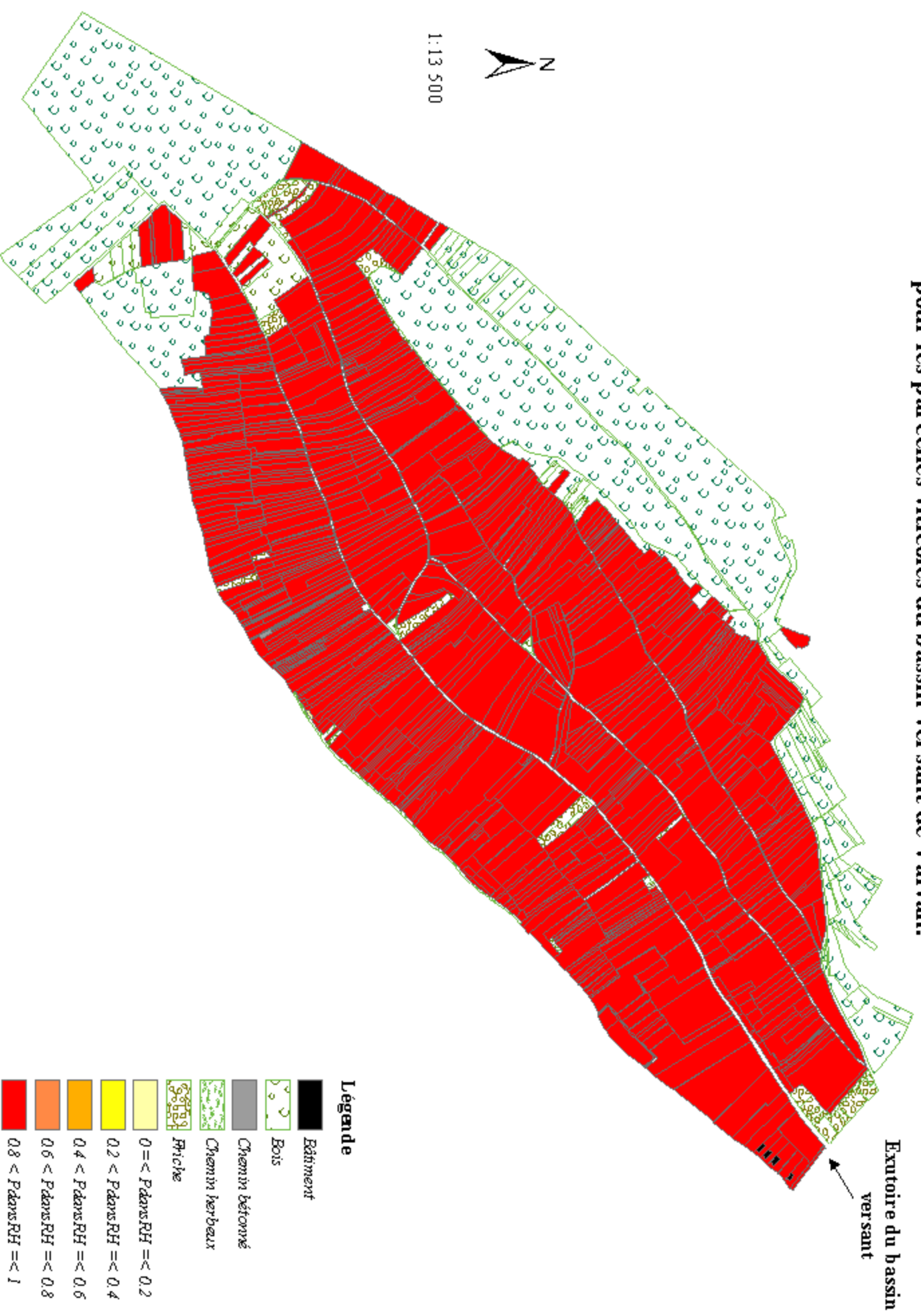


Figure 3-24 : Représentation géographique de la variable P_{dansRH} pour les parcelles viticoles du bassin versant de Valvan.



Globalement, en regardant ces trois figures, il est possible de remarquer que l'indice C_i et la variable P_{jusqRH} présentent la même répartition sur la bassin versant de Valvan (**figure 3-23**). Ceci est lié au fait que la variable P_{dansRH} est très homogène. En effet, P_{dansRH} présente pour toutes les parcelles du bassin versant de Valvan, une valeur très proche de 1 (**figure 3-24**). Ceci est directement lié à la nature du réseau hydrographique qui n'est constitué que de chemins bétonnés ou de chemins de terre. Or ces deux sortes de chemins ne permettent pas une bonne rétention des molécules de produits phytosanitaires (Garon-Boucher, 2003).

La répartition des parcelles en fonction de la variable P_{jusqRH} est à très peu de chose près la même que pour l'indice C_i (comprise dans l'intervalle $]0,8 ; 1]$), ce qui du fait du mode d'agrégation des deux variables (une multiplication), ne fait pas beaucoup varier le résultat final de l'indice C_i .

Par ailleurs, comme aucune parcelle n'a de bande enherbée, la variable P_{jusqRH} ne représente que la nature et le nombre des parcelles situées entre la parcelle étudiée et le réseau hydrographique.

Cette représentation graphique des résultats permet de rendre compte de la localisation géographique des parcelles directement reliées au réseau hydrographique : les parcelles dont le C_i est dans l'intervalle $]0,8 ; 1]$. Il est ensuite possible d'identifier les parcelles dont il faut impérativement connaître le programme de traitements phytosanitaires permettant de calculer l'indicateur I-Phy-BV.

2.3. Détails des 5 classes de C_i

2.3.1. Intervalle $[0 ; 0,2]$

Les 4 parcelles dont l'indice C_i est dans l'intervalle $[0 ; 0,2]$ ne sont pas connectées au réseau hydrographique. En effet, P_{jusqRH} est inférieur à 0,18. Ces parcelles ne possèdent pas de bande enherbée mais l'eau qui ruisselle depuis celles-ci traverse une ou deux parcelles non pentues et dont le sol permet une bonne infiltration de l'eau (**Tableau 3-14**).

Tableau 3-14 : Répartition des parcelles dans la classe $[0 ; 0,2]$ en fonction des variables d'entrée pour le calcul de P_{jusqRH} , P_{dansRH} et C_i .

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	P_{jusqRH}	Nature et longueur du réseau hydrographique	P_{dansRH}	Valeur de C_i
Aucune	2	0,07	Chemin bétonné + fossé terre OU Chemin bétonné	0,99 à 1	0,06 à 0 07
	1	0,19	Chemin bétonné + fossé terre	0,99	0,18

2.3.2. Intervalle $]0,2 ; 0,4]$

Il en va de même pour la parcelle dont l'indice C_i est dans l'intervalle $]0,2 ; 0,4]$: elle est un tout petit peu plus connectée au réseau hydrographique car P_{jusqRH} se situe dans l'intervalle

]0,2 ; 0,4]. Ceci est dû au fait que les parcelles traversées permettent moins de rétention de l'eau qui ruisselle ceci parce que cette parcelle a une pente comprise entre 5 et 10 % (**Tableau 3-15**).

Tableau 3-15 : Répartition des parcelles dans la classe]0,2 ; 0,4] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de PjusqRH, PdansRH et Ci.

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	PjusqRH	Nature et longueur du réseau hydrographique	PdansRH	Valeur de Ci
Aucune	2	0,3	Chemin bétonné + fossé terre	1	0,3

2.3.3. Intervalles]0,4 ; 0,6] et]0,6 ; 0,8]

Les parcelles dont l'indice Ci est dans les intervalles]0,4 ; 0,6] et]0,6 ; 0,8] sont des parcelles qui sont respectivement moyennement à assez fortement connectées au réseau hydrographique : l'eau qui ruisselle de ces parcelles traverse souvent plusieurs autres parcelles avant d'arriver à un chemin de terre ou au chemin bétonné. Ces parcelles traversées ont parfois un pouvoir de rétention assez élevé (0,7) ce qui donne des indices Ci compris entre 0,57 et 0,59. Les parcelles traversées par cette eau qui ruisselle présentent un pouvoir de rétention moyen à fort, en effet, elles sont généralement pentues (pente entre 5 et 10 %) ce qui ne permet pas à l'eau qui ruisselle de rester suffisamment longtemps sur la parcelle traversée pour permettre l'infiltration des molécules ou leur fixation sur des particules du sol. Les parcelles dont l'indice Ci est compris entre 0,4 et 0,8 représentent environ 27 % de la surface totale du bassin versant de Valvan (**Tableaux 3-16 et 3-17**).

Tableau 3-16 : Répartition des parcelles dans la classe]0,4 ; 0,6] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de PjusqRH, PdansRH et Ci.

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	PjusqRH	Nature et longueur du réseau hydrographique	PdansRH	Valeur de Ci
Aucune	1	0,51	Chemin bétonné + chemin de terre	0,9	0,46
Aucune	1	0,5	Chemin bétonné + chemin de terre court (entre 75 et 200 m)	0,98 à 0,99	0,49
Aucune	1 à 2	0,5	Chemin bétonné + chemin de terre long (supérieur à 1000 m)	1	0,50 à 0,56
Aucune	1 à 3	0,57	Chemin bétonné	1	0,57
Aucune	2	0,59	Chemin bétonné	1	0,59

Tableau 3-17 : Répartition des parcelles dans la classe]0,6 ; 0,8] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de PjusqRH, PdansRH et Ci.

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	PjusqRH	Nature et longueur du réseau hydrographique	PdansRH	Valeur de Ci
Aucune	2	0,61 à 0,67	Chemin bétonné	1	0,61 à 0,67
Aucune	2	0,68	Chemin bétonné	1	0,68
Aucune	1	0,73	Chemin bétonné	1	0,73

2.3.4. Intervalle]0,8 ; 1]

La majorité des parcelles de ce bassin versant, 74 % de sa surface totale, soit 570 parcelles sont fortement connectées au réseau hydrographique : Ci est dans l'intervalle]0,8 ; 1].

Parmi ces parcelles, 472 soit 62 % de la surface totale du bassin versant, ont un indice Ci = 1. Ce sont des parcelles dont les deux variables PjusqRH (566 parcelles dont PjusqRH=1) et PdansRH (734 parcelles dont PdansRH=1) sont aussi égales à 1. Ce sont des parcelles sans bande enherbée et directement reliées au réseau hydrographique qui lui-même n'est composé que du chemin bétonné (**Tableau 3-18**).

Tableau 3-18 : Répartition des parcelles dans la classe]0,8 ; 1] en fonction des variables d'entrée pour le calcul de PjusqRH, PdansRH et Ci.

Caractéristique de la zone tampon	Présence de parcelles traversées	PjusqRH	Nature et longueur du réseau hydrographique	PdansRH	Valeur de Ci
Aucune	0	1	Chemin bétonné + Chemin de terre	0,83 à 0,87	0,83 à 0,87
Aucune	0	1	Chemin bétonné + Chemin de terre et parfois une buse	0,95 à 0,99	0,95 à 0,99
Aucune	0	1	Chemin bétonné	1	1

Les 846 parcelles du bassin versant ont une valeur de PdansRH dans l'intervalle]0,8 ; 1] car le chemin d'eau de ces parcelles est constitué de chemins de terre et du chemin bétonné. Le bassin versant de Valvan n'est constitué que de deux sortes de chemins d'eau : les chemins de terre qui sont sur les deux versants du bassin et un chemin bétonné qui est au fond de la vallée sur toute sa longueur. Ces deux sortes de chemin d'eau sont celles qui retiennent le moins les molécules de produits phytosanitaires (Garon-Boucher, 2003 ; Louchard *et al.*, 2001 ; Williams et Smith, 2001). En effet, le chemin bétonné ne permet aucune infiltration ni dissipation des produits phytosanitaires et le chemin de terre non associé à une couverture végétale ne permet pas un maintien suffisamment long des produits phytosanitaires pour que ces derniers soient dégradés par la microflore ou la micro faune du sol.

2.4. Représentation parcellaire des résultats

Comme pour le bassin versant de Rouffach, la répartition des parcelles en fonction de leur nombre selon les intervalles de Ci, PjusqRH et PdansRH est la même : la classe la plus importante en pourcentage de la surface du bassin versant est les classes les plus importantes en nombre de parcelles : 570 parcelles représentent 73,62 % pour une valeur de Ci dans l'intervalle]0,8 ; 1].

La distribution de l'indice Ci montre que le bassin versant de Valvan est constitué d'une majorité de parcelles à fort risque environnemental vis à vis des produits phytosanitaires : la majorité des parcelles présente une forte connectivité pour le transfert de produits phytosanitaires avec l'exutoire du bassin versant. Le bassin versant ne comporte pas de bande enherbée et pas d'autre zone tampon, la majorité des parcelles du bassin versant, sont directement reliées au réseau hydrographique (plus de 70 % de la surface du bassin versant), le bassin versant comporte beaucoup de parcelles à forte pente et enfin le réseau hydrographique du bassin versant présente peu de zones où l'eau qui ruisselle est susceptible de s'infiltrer.

L'essentiel de l'eau de pluie qui arrive sur le bassin versant ruisselle, le réseau hydrographique étant composé essentiellement de chemins bétonnés ou de chemins de terre et les parcelles étant pour la plus part pentues sans zone tampon susceptible de freiner le ruissellement ou d'augmenter l'infiltration.

3. Conclusion

Les informations disponibles pour les bassins versants de Rouffach et de Valvan sont assez similaires : basées essentiellement sur des enquêtes auprès de personnes connaissant bien les caractéristiques générales et agronomiques des bassins versants. Les résultats du calcul de l'indice de connectivité Ci sont différents pour les 2 bassins versants. A Rouffach, la connectivité des parcelles est répartie sur toute la gamme des valeurs disponibles entre 0 et 1 tandis qu'à Valvan, la majorité des parcelles présentent un indice de connectivité élevé (proche de 1) ce qui signifie qu'elles sont très fortement connectées au réseau hydrographique.

L'application de l'indice Ci à d'autres bassins versant nécessite la connaissance d'un certain nombre d'informations collectables soit à partir de données SIG soit à partir d'enquêtes auprès des viticulteurs ou auprès de conseillers viticoles ayant une très bonne connaissance du bassin versant étudié.

L'indice Ci a été construit pour des bassins versants à dominante viticole. Pour son application à des bassins versants où la majorité des parcelles est cultivée en arboriculture fruitière, il peut être calculé sans trop de modification car ce sont comme en viticulture, des plantations pérennes en rangs. En revanche, pour les bassins versants dont les systèmes majoritaires sont les grandes cultures, il faudra certainement faire des adaptations plus profondes liées au fait qu'en hiver par exemple le sol est généralement nu.

Une fois l'indice de connectivité Ci calculé, il reste à l'agréger à I-Phy-parcelle pour obtenir un indicateur d'évaluation de la qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires I-Phy-BV.

Chapitre 3 : Construction et validation de I-Phy-BVci à l'aide de données issues des deux bassins versants viticoles

Généralement, la validation de modèles ou d'indicateurs se fait soit de façon modulaire (Krysanova *et al.*, 1998) soit globalement. Une des validations à effectuer lors de la construction d'un indicateur est la validation des valeurs de sortie de l'indicateur (Bockstaller et Girardin, 2003). La validation du module RESU de l'indicateur I-Phy-BVci sera effectuée à l'aide des deux bassins viticoles qui ont déjà fait l'objet d'une étude dans la partie 2 de cette thèse. I-Phy-BV est composé de 2 modules, l'indice de connectivité Ci et le module RESU. La validation de I-Phy-BV passe donc soit par la validation séparée de RESU et de Ci, soit, par une validation globale. C'est cette dernière validation que nous avons choisie de présenter dans ce chapitre.

1. Nouvelle agrégation des I-Phy-parcelle

L'agrégation des variables et des modules de I-Phy-parcelle reste la même que celle décrite dans le paragraphe 2-6 du chapitre 1 de la partie 2.

En revanche, c'est au niveau de l'agrégation des I-Phy-parcelle entre eux que nous intervenons pour améliorer le passage de l'indicateur à l'échelle du bassin versant. Dans la deuxième partie de cette thèse (paragraphe 1 du chapitre 3 de la partie 2), nous avons décrit un mode d'agrégation des I-Phy-parcelle au prorata des surfaces de ces parcelles (**équation 2-6**).

Dans ce chapitre, nous proposons une amélioration du calcul de I-Phy-BV en y intégrant le calcul de l'indice de connectivité parcellaire Ci (voir chapitres 1 de la partie 3). L'indice de connectivité Ci sert à affiner la pondération de I-Phy par la surface parcellaire. Le calcul est alors effectué sur la base de l'**équation suivante (3-8)**:

$$\text{I-Phy-BVci} = (\sum \text{I-Phy-parcelle}_i * \text{Ci}_i * \text{surface}_i) / (\sum \text{Ci}_i * \text{surface}_i) \quad (3-8)$$

Avec

I-Phy-BVci : risque pour eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires pour le bassin versant,

I-Phy-parcelle_i : valeur de I-Phy-parcelle pour la parcelle i,

surface_i : surface de la parcelle i,

Ci : indice de connectivité au réseau hydrographique de la parcelle i.

2. Validation de I-Phy-BVci avec les données du bassin versant de Rouffach

Nous utilisons pour la validation de I-Phy-BVci les données de l'année 2003 obtenues au niveau du bassin versant de Rouffach. Ce sont les mêmes données que celles qui avaient été utilisées dans le chapitre 3 de la partie 2 pour tenter de valider I-Phy-BV

2.1. Données nécessaires

Les analyses d'eau à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, les programmes de traitements phytosanitaires appliqués sur le bassin versant de Rouffach et les caractéristiques des parcelles et du réseau hydrographique du bassin versant de Rouffach en 2003 sont les mêmes que celles utilisées dans le chapitre 3 de la partie 2.

2.2. Résultats de I-Phy-BVci sur le bassin versant de Rouffach en 2003

Les résultats de I-Phy-BVci pour les molécules recherchées et retrouvées dans les échantillons d'eau recueillis lors des épisodes pluvieux étudiés en 2003 sont présentés sur la **figure 3-25**. L'amplitude de variation de I-Phy-BVci est plus grande que celle de I-Phy-BV, qui ne prenait pas en compte la connectivité des parcelles traitées (voir paragraphe 2-2-2 du chapitre 3 de la partie 2) : la **figure 3-22** révèle une **amplitude de 5,8 points** d'indicateur : le minimum est de 4,2 pour la molécule herbicide de glyphosate le 1^{er} septembre 2004 et le maximum est de 10 pour la molécule fongicide de penconazole le 4 juin 2003. Les écarts entre les résultats de I-Phy-BV et I-Phy-BVci sont liés à la valeur de l'indice de connectivité Ci des parcelles sur lesquelles les molécules sont appliquées.

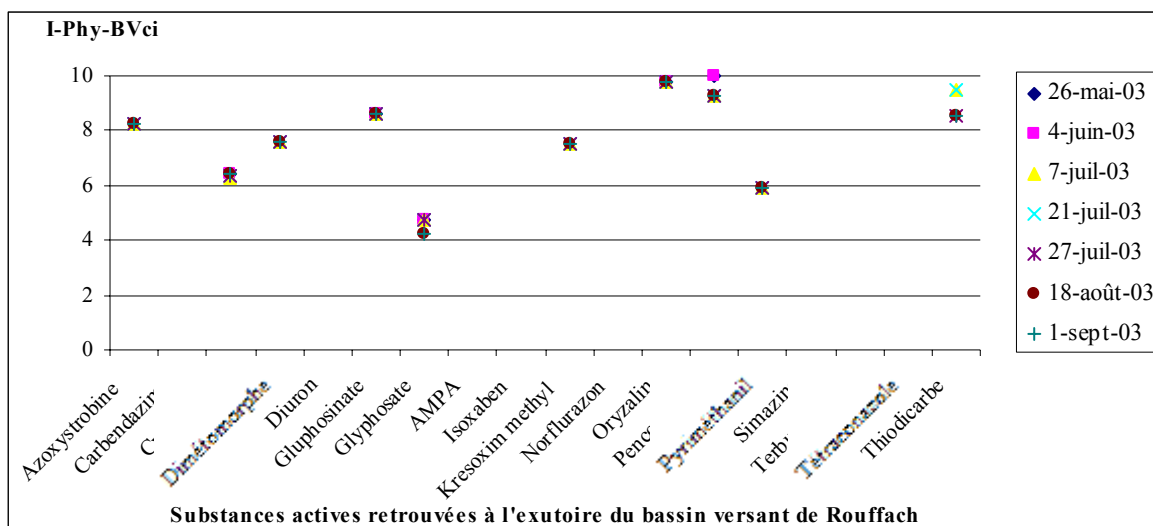


Figure 3-25 : Valeurs de I-Phy-BVci pour toutes les substances actives retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach et lors des 7 épisodes pluvieux enregistrés en 2003.

2.3. Comparaison de I-Phy-BVci et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003

2.3.1. Méthodologie

Notre méthode consiste en la comparaison des valeurs de I-Phy-BVci calculées pour toutes les substances actives appliquées sur le bassin versant de Rouffach en 2003 aux concentrations de ces mêmes molécules mesurées à l'exutoire du bassin versant lors des 7 épisodes pluvieux étudiés. Nous avons utilisé la même méthode décrite dans le paragraphe 2-3 du chapitre 3 de la partie 2. Comme pour I-Phy-BV, tous les épisodes pluvieux étudiés ne disposent pas du même nombre de points de comparaison exploitables. De plus, pour les 3 épisodes pluvieux des **04/06/03**, **27/07/03** et **18/08/03**, il n'y a que 2 points utilisables ce qui ne constitue pas des conditions acceptables pour réaliser une régression linéaire. Il ne reste donc que 4 corrélations éventuellement utilisables pour effectuer la validation de I-Phy-BVci, correspondant aux épisodes pluvieux des 26/05/03, 07/07/03, 21/07/03 et 01/09/03.

2.3.2. Comparaison par événement pluvieux sur les concentrations maximales

Les **tableaux 3-19 à 3-21** donnent un aperçu des valeurs des concentrations et des calculs de I-Phy-BVci utilisés pour construire les corrélations présentées sur les graphiques de la **figure 2-26**. Comme pour les confrontations de résultats établies dans la partie 2 de cette thèse, malgré le nombre non négligeable de molécules recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003, peu de données sont utilisables (en gras dans le **tableau 3-19**) pour effectuer les comparaisons entre les concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire et les résultats de I-Phy-BVci.

Tableau 3-19 : Valeurs de I-Phy-BVci, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'échantillon n°1 du 07/07/03. En gras, sont notés les valeurs utilisables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Substance active	Concentration de la substance active (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BVci (entre 0 et 10)
Azoxystrobine (F)	0,12	5,3 %	8,2
Carbendazime (F)	0,07	0	
Cymoxanil (F)	0,05	77,0 %	6,3
Dimétomorphe (F)	2,6	8,8 %	7,6
Diuron (H)	0,8	0	
Gluphosinate (H)	< 0,1	0,9 %	8,6
Glyphosate (H)	4,8	30,8 %	4,7
AMPA (H)	3,7		
Isoxaben (H)	< 0,1	0	
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,1	62,3 %	7,5
Norflurazon (H)	< 0,1	0	
Oryzalin (H)	< 0,1	2,8 %	9,8
Penconazole (F)	< 0,05	7 %	9,3
Pyriméthanil (F)	0,16	8,7 %	5,9
Simazine (H)	0,15	0	
Terbutylazine (H)	0,37	0	
Tétraconazole (F)	0,06	0	
Thiodicarbe (I)	< 0,05	6,6 %	9,5

Tableau 3-20 : Valeurs de I-Phy-BVci, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'échantillon n°5 du 21/07/03. En gras, sont notés les valeurs utilisables et en italique les données qui ne nous semblent pas vraisemblables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Substance active	Concentration de la substance active (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BVci (entre 0 et 10)
Azoxystrobine (F)	1,5	5,3 %	8,2
Carbendazime (F)	< 0,05	0	
Cymoxanil (F)	< 0,05	74,8%	6,4
Dimétomorphe (F)	2,8	8,8 %	7,6
Diuron (H)	0,96	0	
Gluphosinate (H)	< 0,1	0,9 %	8,6
Glyphosate (H)	83	30,8 %	4,7
AMPA (H)	23		
Isoxaben (H)	< 0,1	0	
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,1	62,3 %	7,5
Norflurazon (H)	0,1	0	
Oryzalin (H)	0,15	2,8 %	9,8
Penconazole (F)	< 0,05	7 %	9,3
Pyriméthanil (F)	4,1	8,7 %	5,9
Simazine (H)	0,36	0	
Terbutylazine (H)	0,29	0	
Tétraconazole (F)	0,08	0	
Thiodicarbe (I)	< 0,05	2,8 %	9,5

Dans les **tableaux 3-19 à 3-21**, certaines valeurs en italique correspondent à des valeurs qui semblent aberrantes : la molécule n'est pas retrouvée à l'exutoire tandis qu'elle

présente une valeur de I-Phy-BVci médiocre autrement dit qu'elle risque d'induire une pollution des eaux de surface. Ces valeurs seront étudiées de façon plus approfondie dans le paragraphe 2-4 de ce même chapitre.

Tableau 3-21 : Valeurs de I-Phy-BVci, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'épisode pluvieux du 27/07/03. En gras, sont notés les valeurs utilisables et en italique les données qui ne nous semblent pas vraisemblables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2003 sur le bassin versant de Rouffach.

Substance active	Concentration de la substance active (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BVci (entre 0 et 10)
Azoxystrobine (F)	< 0,05	5,3 %	8,2
Carbendazime (F)	< 0,05	0	
Cymoxanil (F)	< 0,05	77,0 %	6,3
Dimétomorphe (F)	< 0,05	8,8 %	7,6
Diuron (H)	1,6	0	
Gluphosinate (H)	< 0,1	0,9 %	8,6
Glyphosate (H)	38	30,8 %	4,7
AMPA (H)	11		
Isoxaben (H)	< 0,1	0	
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,1	62,3 %	7,5
Norflurazon (H)	< 0,1	0	
Oryzalin (H)	< 0,1	2,8 %	9,8
Penconazole (F)	< 0,05	7 %	9,3
Pyriméthanil (F)	1,5	8,7 %	5,9
Simazine (H)	0,32	0	
Terbutylazine (H)	1,1	0	
Tétraconazole (F)	< 0,05	0	
Thiodicarbe (I)	< 0,05	6,6 %	8,6

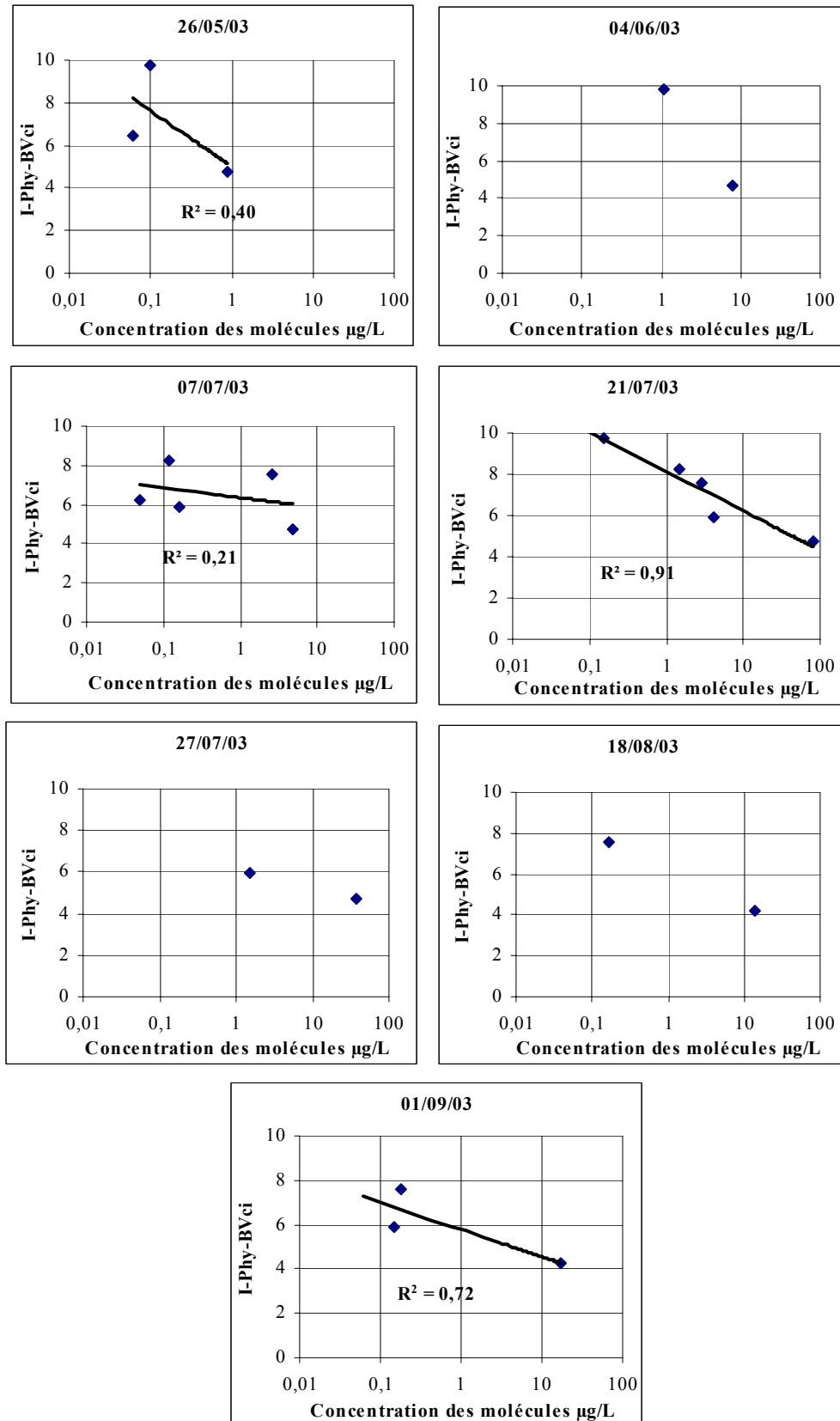


Figure 3-26 : Comparaison des concentrations à l'exutoire du bassin versant de Rouffach et des valeurs de I-Phy-BVci pour les épisodes pluvieux des 26/05/03, 04/06/03, 07/07/03, 21/07/03, 27/07/03, 18/08/03 et 09/09/03.

Globalement les résultats de comparaison figurant sur les 7 graphiques de la **Figure 3-26** présentent des similitudes avec les résultats obtenus dans le chapitre 3 de la partie 2 : les données des épisodes pluvieux des **04/06/03**, **27/07/03** et **18/08/03** ne sont pas exploitables, les coefficients de régression des graphiques des épisodes pluvieux des **26/05/03** et **07/07/03** ne sont pas satisfaisants tandis que ceux des épisodes pluvieux des **21/07/03** et **09/09/03** semble à première vue satisfaisants. La différence de nombre de points par épisode pluvieux peut être liée à plusieurs causes : (1) les premiers épisodes pluvieux étudiés ont lieu tout au début des programmes de traitements et peu de substances actives ont déjà été épandues sur les parcelles, cela peut expliquer les données des **26/05/03** et **04/06/03** où seulement 5 molécules ont été utilisées sur le bassin versant. (2) de nombreuses substances actives ont été épandues sur les parcelles mais en très petite quantité ce qui ne permet pas de les détecter à l'exutoire du bassin versant. (3) des molécules sont retrouvées dans les échantillons d'eau recueillis à l'exutoire du bassin versant mais elles ne figurent pas sur les programmes de traitements dont nous disposons, c'est le cas pour les épisodes pluvieux des **07/07/03** et **21/07/03** : seulement 5 des 10 molécules retrouvées à l'exutoire du bassin versant ont été appliquées sur des parcelles du bassin versant et présentent ainsi un résultat de I-Phy-BVci.

Les résultats concernant I-Phy-BVci pour l'épisode pluvieux du **26/05/03** ne sont pas meilleurs que ceux concernant l'indicateur I-Phy-BV : le coefficient de régression R^2 reste autour de 0,4 (**Figure 2-25**).

Pour les 2 épisodes pluvieux des **07/07/03** et **21/07/03**, pour lesquels nous disposons de 5 points des résultats de I-Phy-BVci et des concentrations de substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, les coefficients de régressions sont tous les deux meilleurs (**Figure 3-26**) que ceux calculés pour I-Phy-BV (**Figure 2-25**). Les 5 points de la régression linéaire du **07/07/03** correspondent à 4 fongicides, l'azoxystrobine, le cymoxanil, le diméthomorphe et le pyriméthanil et un herbicide, le glyphosate et les 5 points de la régression linéaire du **21/07/03** correspondent à 3 fongicides, l'azoxystrobine, le diméthomorphe et le pyriméthanil et 2 herbicides, le glyphosate et l'oryzalin. L'indicateur I-Phy-BVci semble donc dans ces deux cas mieux retranscrire en terme de risque environnemental la réalité du terrain que ne le fait l'indicateur I-Phy-BV.

Les résultats de la corrélation entre I-Phy-BVci et la concentration en substance active à l'exutoire de l'épisode pluvieux du **07/07/03** reste cependant médiocre ($R^2 = 0,21$). L'augmentation de l'amplitude des résultats de calculs de I-Phy-BVci ne permet pas d'améliorer la régression linéaire pour cet épisode pluvieux. La prise en compte du coefficient de connectivité C_i dans le calcul de I-Phy-BVci n'a pas d'influence pour cet épisode pluvieux, sur les 2 substances actives qui « posent problème ». Le point « cymoxanil » continue de surestimer le risque environnemental, c'est à dire de lui attribuer une valeur de I-Phy-BVci trop basse (I-Phy-BVci = 6,3 pour une concentration mesurée à l'exutoire du bassin versant de 0,05 µg/L) et le point « diméthomorphe » continue de le sous-estimer, c'est à dire de lui attribuer une valeur de I-Phy-BVci trop proche de 10 (I-Phy-BVci = 7,6 pour une concentration mesurée à l'exutoire du bassin versant de 2,6 µg/L).

En ce qui concerne l'épisode pluvieux du **21/07/03** la corrélation entre I-Phy-BVci et la concentration de la substance active à l'exutoire est meilleure ($R^2 = 0,91$) que celle reliant I-Phy-BV et la concentration de la substance active à l'exutoire ($R^2 = 0,85$). Par ailleurs, le coefficient de la pente de la droite de régression est amélioré puisqu'il était de 0,5 pour la corrélation avec I-Phy-BV et qu'il est de 0,8 pour la corrélation avec I-Phy-BVci. Lorsque I-Phy-BVci vaut 9,8, la concentration en oryzalin est de 0,15 µg/L et lorsque I-Phy-BVci vaut

4,7, la concentration en glyphosate est de 83 µg/L. La variation de presque 5 points d'indicateurs correspond à un facteur multiplicateur de 1000 pour les concentrations mesurées à l'exutoire du bassin versant. Par ailleurs, tous les points dont les valeurs de I-Phy-BVci sont différentes de 10 correspondent à des concentrations en substances actives à l'exutoire du bassin versant supérieures à 0,1 µg/L, qui est la valeur maximale autorisée dans les eaux destinées à la consommation humaine. Ceci était le cas également pour les valeurs de I-Phy-BV (**Figure 2-25**).

2.4. Étude de la vraisemblance d'I-PhyBVci pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003

De nombreuses substances actives ne sont pas retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003. Ces données n'ont pas été utilisées pour la comparaison des résultats avec les calculs de I-Phy-BVci comme c'était le cas pour I-Phy-BV. Le **tableau 3-22** met en évidence que les valeurs de I-Phy-BVci calculé pour les molécules non retrouvées à l'exutoire sont essentiellement dans l'intervalle]8 ; 10] pour 82 %, ce qui confirme que la plus part des molécules recherchées ne présentent pas un risque majeur pour la qualité des eaux de surface du bassin versant de Rouffach. Toutefois, il existe 11 substances actives appliquées sur le bassin versant qui font l'objet d'une valeur de I-Phy-BVci compris dans l'intervalle]6 ; 8] sans que cela corresponde à des concentrations mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003. Ces résultats sont les mêmes que pour I-Phy-BV en ce qui concerne 4 des points, correspondant au fongicide cymoxanil. A ces points s'ajoutent une valeur concernant le diméthomorphe, 5 valeurs concernant le krésoxim-méthyl et une valeur liée au fongicide cymoxanil. Ceci peut être la conséquence de l'augmentation de l'amplitude des résultats de I-Phy-BVci. En effet, les valeurs de l'indicateur I-Phy-BVci sont plus dispersées entre 0 et 10 pour toutes les substances actives recherchées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Ainsi l'introduction de l'indice de connectivité Ci a conduit à un test de vraisemblance moins bon (82 % contre 94 % en l'absence de Ci) et conduit à une surestimation du risque. Ceci reste néanmoins moins gênant qu'une sous-estimation du risque.

Tableau 3-22 : Test de vraisemblance pour les substances actives appliquées sur des parcelles du bassin versant de Rouffach en 2003 mais qui ne sont pas retrouvées dans les échantillons récoltés à l'exutoire du bassin versant au cours des 7 épisodes pluvieux étudiés en 2003 : décompte des mesures d'analyse d'eau des molécules non détectées dans les échantillons d'eau des 7 épisodes pluvieux.

	Limites de détection	< 0,05 µg/L	< 0,02 µg/L	< 0,1 µg/L
I-Phy-BVci	[0 ; 2]			
	[2 ; 4]			
	[4 ; 6]			
	[6 ; 8]	6		5
	[8 ; 10]	29	2	26

3. Validation de I-Phy-BVci avec les données du bassin versant de Valvan

3.1. Données nécessaires

Les analyses d'eau à l'exutoire du bassin versant de Valvan, programmes de traitements phytosanitaires appliqués sur le bassin versant de Valvan et les caractéristiques des parcelles et du réseau hydrographique du bassin versant de Valvan en 2000 sont les mêmes que celles utilisées dans le chapitre 3 de la partie 2.

3.2. Résultats de I-Phy-BVci sur le bassin versant de Valvan en 2000

La **figure 3-27** permet de visualiser les résultats de ces calculs pour les substances actives appliquées au moins sur une parcelle du bassin versant et retrouvées à l'exutoire. Les valeurs de I-Phy-BVci sont comprises entre **3,9** (pour l'herbicide aminotriazole pour tous les épisodes pluvieux) et **10** (pour l'insecticide chlorpyrifos-méthyl, l'herbicide glyphosate et les fongicides iprodione, procymidone et pyriméthanil pour certains des épisodes pluvieux), soit une amplitude de **6,1** points d'indicateur entre les valeurs extrêmes prises par celui-ci. Les valeurs de I-Phy-BVci calculées pour le bassin versant de Valvan sont donc étalées sur une plus grande amplitude que celle des valeurs de I-Phy-BV dans les mêmes conditions, qui atteint seulement **4,5** points d'indicateur.

La différence d'amplitude de I-Phy-BV/I-Phy-BVci pour le bassin versant de Valvan (4,5 points d'indicateur) est moins importante que la différence d'amplitude I-Phy-BV/I-Phy-BVci du bassin versant de Rouffach qui est de 5,8 points, ceci peut-être expliqué par les valeurs de l'indice de connectivité Ci des parcelles composant les 2 bassins versants. En effet, près de 74 % de la surface du bassin versant de Valvan présente une valeur de l'indice Ci comprise dans l'intervalle]0,8 ; 1] (**Figure 3-17**) tandis que les valeurs de l'indice Ci des parcelles du bassin versant de Rouffach sont réparties de façon homogènes entre 0 et 1 (**Figure 3-8**).

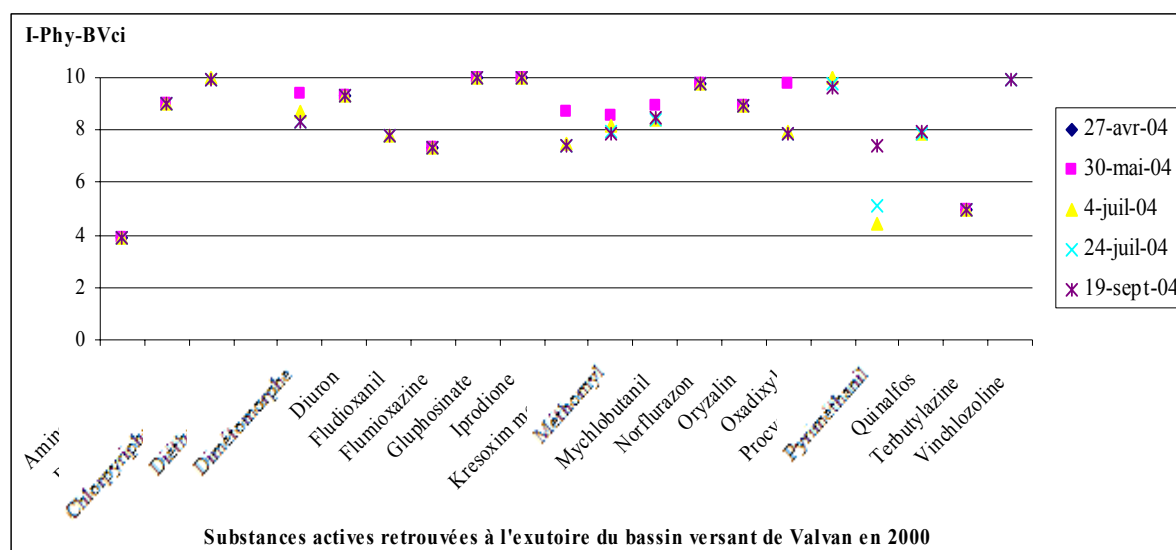


Figure 3-27 : Valeurs de I-Phy-BVci pour chaque substance active retrouvée à l'exutoire du bassin versant de Valvan et pour chaque épisode pluvieux enregistré en 2000.

3.3. Comparaison de I-Phy-BVci et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000

Les **tableaux 3-23** et **3-24** résument les valeurs des concentrations et des calculs de I-Phy-BVci utilisés pour construire les corrélations de la **figure 3-28**. Finalement, malgré le nombre important de molécules recherchées dans les échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000, peu de données sont utilisables pour effectuer les comparaisons entre les concentrations des substances actives mesurées à l'exutoire et les résultats de I-Phy-BVci (**Tableaux 3-23 et 3-24**).

Comme pour la comparaison des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan avec I-Phy-BV, la corrélation de ces mêmes concentrations avec les résultats de I-Phy-BVci est faible (**Figure 3-28**).

Tableau 3-23 : Valeurs de I-Phy-BVci, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan pour l'épisode pluvieux du 27/04/00. En gras, sont notés les valeurs utilisables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2000 sur le bassin versant de Valvan.

Substance active	Concentration de l'échantillon n° 5 (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BVci (entre 0 et 10)
Aminotriazole (H)	25	83,8 %	3,9
Bromopropylate (A)	< 0,02	0 %	
Chlorpyrifos-méthyl (I)	< 0,02	0 %	
Dimétomorphe (F)	< 0,1	0 %	
Diuron (H)	5,5	10,3 %	9,3
Fludioxynil (F)	< 0,04	0 %	
Flumioxazine (H)	0,16	33 %	7,3
Glufosinate-ammonium (H)	< 0,05	0,5 %	10
Iprodione (F)	< 0,04	0,6 %	10
Krésoxim-méthyl (F)	< 0,01	0 %	
Méthomyl (I)	< 0,1	0 %	
Myclobutanil (F)	< 0,05	0 %	
Norflurazon (H)	1,2	3,5 %	9,8
Oryzalin (H)	8,8	13,6 %	9,0
Oxadixyl (F)	0,06	0 %	
Procymidone (F)	< 0,04	0 %	
Pyriméthanil (F)	< 0,04	0 %	
Quinalphos (I)	< 0,02	0 %	
Terbutylazine (H)	18	77,4 %	5,0
Vinchlozoline (F)	< 0,02	0 %	

Les données du **tableau 3-24** notées en italique correspondent à 2 herbicides, la flumioxazine et l'oryzalin, qui ont été épandus en début de programme de traitement phytosanitaire sur des parcelles du bassin versant et qui ne sont plus retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Valvan. Le calcul de I-Phy-BVci, 7,3 pour la flumioxazine et 9 pour l'oryzalin, montre que pour les molécules ne sont pas retrouvées à l'exutoire du bassin versant, leur application sur des parcelles du bassin versant induit un risque environnemental faible pour la qualité des eaux de surface.

Tableau 3-24 : Valeurs de I-Phy-BVci, du pourcentage de la surface traitée et des concentrations des substances actives à l'exutoire du bassin versant de Valvan pour l'épisode pluvieux du 24/07/00. En gras, sont notés les valeurs utilisables et en italique les données qui ne nous semblent pas vraisemblables ; les abréviations pour les familles des molécules sont F pour fongicide, H pour herbicide et I pour insecticide ; les cases vides correspondent à des molécules qui n'ont pas été utilisées en 2000 sur le bassin versant de Valvan.

Substance active	Concentration de l'échantillon n° 5 (µg/L)	% surface traitée	I-Phy-BVci (entre 0 et 10)
Aminotriazole (H)	2,96	83,8 %	3,9
Bromopropylate (A)	0,35	41,4 %	9,0
Chlorpyriphos-méthyl (I)	16,9	3,8 %	9,9
Dimétomorphe (F)	1,9	29,5 %	8,3
Diuron (H)	1,3	10,3 %	9,3
Fludioxynil (F)	35	81 %	7,8
Flumioxazine (H)	<i>< 0,1</i>	<i>33 %</i>	<i>7,3</i>
Glufosinate-ammonium (H)	0,076	0,5 %	10
Iprodione (F)	0,32	0,6 %	10
Krésoxim-méthyl (F)	3,6	79,9 %	7,4
Méthomyl (I)	45	63,3 %	8,0
Myclobutanil (F)	9,8	67,1 %	8,4
Norflurazon (H)	0,9	3,5 %	9,8
Oryzalin (H)	<i>< 0,05</i>	<i>13,6 %</i>	<i>9,0</i>
Oxadixyl (F)	21,5	38,9 %	7,9
Procymidone (F)	1,9	6 %	9,7
Pyriméthanil (F)	5,1	21,4 %	5,1
Quinalphos (I)	0,7	28,4 %	7,8
Terbuthylazine (H)	1,7	77,4 %	5,0
Vinchlozoline (F)	1,33	4,9 %	9,9

Presque toutes les données du **tableau 3-24** sont utilisables pour construire la droite de régression pour l'épisode pluvieux du 24/07/00.

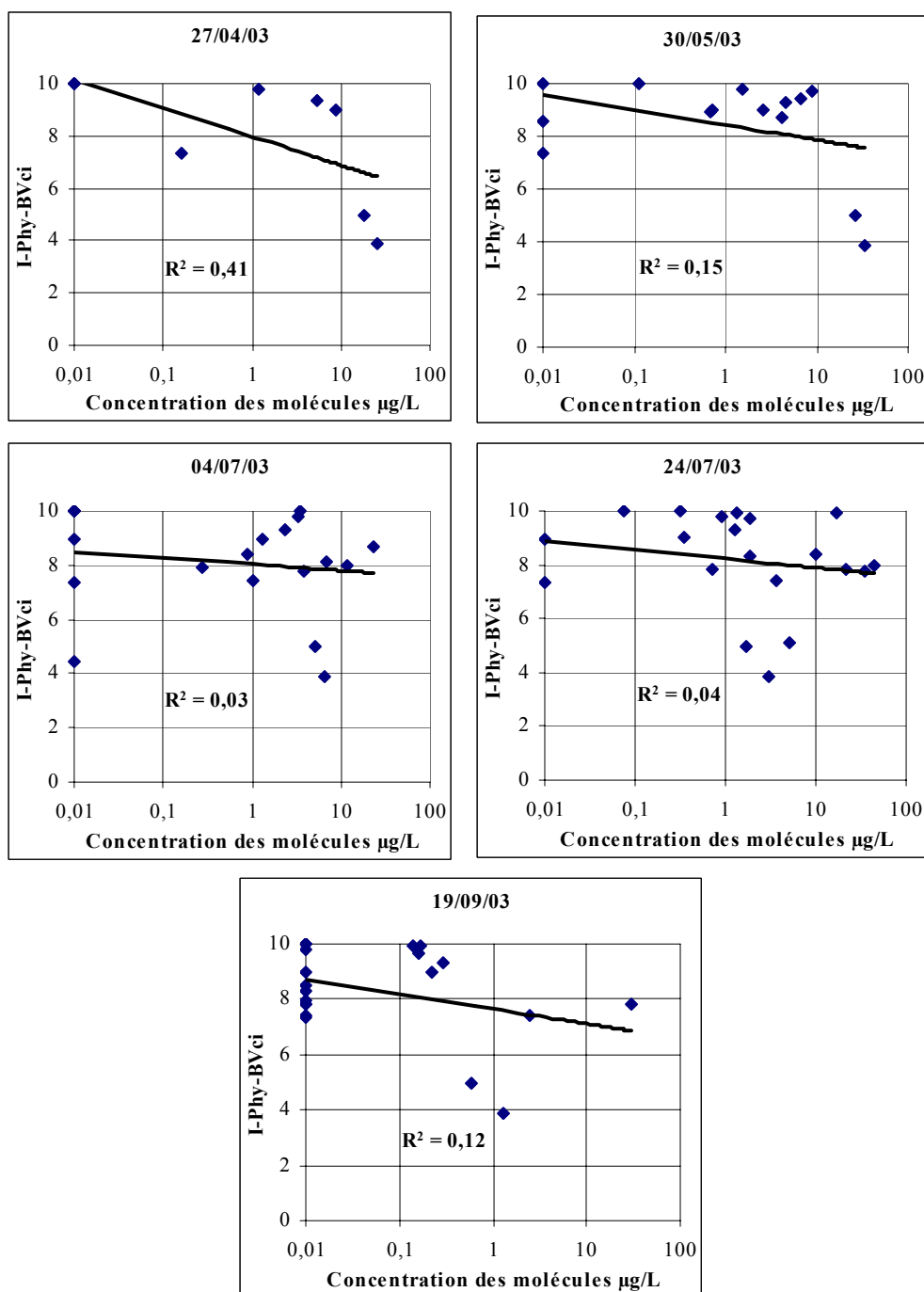


Figure 3-28 : Comparaison des concentrations à l'exutoire de Valvan et des valeurs de I-Phy-BVci pour les épisodes pluvieux des 27/04/03, 30/05/03, 04/07/03, 24/07/03 et 19/09/03.

3.4. Étude de la vraisemblance d'I-Phy-BVci pour les substances actives non retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000

De nombreuses substances actives ne sont pas retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Valvan en 2000. Ces données n'ont pas été utilisées pour la comparaison des résultats avec les calculs de I-Phy-BVci. Le **tableau 3-25** met en évidence que les valeurs de I-Phy-BVci

calculé pour les molécules non retrouvées à l'exutoire sont essentiellement dans l'intervalle]8 ; 10], ce qui confirme *a priori* que ces molécules ne présentent pas un risque majeur pour la qualité des eaux de surface du bassin versant de Valvan.

Un nombre plus important de mesures de substances actives pour I-Phy-BVci que pour I-Phy-BV (9 au lieu de 6 pour l'indicateur I-Phy-BV, soit 22 % au lieu de 16 %) pose problème. Ces molécules ne sont pas retrouvées alors qu'elles sont épandues sur des parcelles du bassin versant et que la valeur de l'indicateur I-Phy-BVci est soit dans l'intervalle]6 ; 8] soit dans l'intervalle]4 ; 6]. Nous retrouvons les mêmes mesures de substances actives problématiques que pour I-Phy-BV, à savoir l'herbicide flumioxazine (4 mesures), l'insecticide méthomyl (1 mesure) et le fongicide kréoxim-méthyl (1 mesure) et à celles-ci s'ajoutent les fongicides pyriméthanil (1 mesure le 19 septembre) et oxadixyl (1 mesure le 19 septembre) et l'insecticide quinalfos (1 mesure le 19 septembre). Ceci pourrait confirmer que la comparaison des résultats de I-Phy-BVci ne fonctionne pas avec les données d'épisodes pluvieux trop éloignés de la dernière date du programme de traitement phytosanitaire sur le bassin versant (sur le bassin versant de Valvan, en 2000, le dernier traitement phytosanitaire a été appliqué le 22/08/00, soit près d'un mois avant l'épisode pluvieux du 19/09/00. Cela met en évidence que pour effectuer une validation de I-Phy-BVci dans des conditions idéales, il faudrait disposer des programmes de traitements et des analyses d'eau à l'exutoire de plusieurs bassins versants pour de nombreuses années.

Tableau 3-25 : Test de vraisemblance pour les substances actives appliquées sur des parcelles du bassin versant de Valvan en 2000 mais qui ne sont pas retrouvées dans les échantillons récoltés à l'exutoire du bassin versant au cours des 5 épisodes pluvieux étudiés en 2000 : décompte des mesures d'analyse d'eau des molécules non détectées dans les échantillons d'eau des 5 épisodes pluvieux.

	Limites de détection	< 0,01 µg/L	< 0,02 µg/L	< 0,04 µg/L	< 0,05 µg/L	< 0,1 µg/L
I-Phy-BVci	]0 ; 2]					
	]2 ; 4]					
	]4 ; 6]			1		
	]6 ; 8]	1	1	1		5
	]8 ; 10]	1	8	10	9	4

L'indicateur I-Phy-BVci ne permet pas une amélioration satisfaisante de l'indicateur I-Phy-BV.

4. Discussion

Peu de travaux ont porté sur le changement d'échelle pour l'utilisation d'indicateurs (Stein *et al.*, 2001). Le changement d'échelle pose des problèmes à la fois de perte et de simplification de l'information, et, de prise en compte des processus spécifiques à ce changement (Stein *et al.*, 2001). Ces auteurs n'ont traité que du premier aspect : les pertes d'information en les étudiant d'un point de vue statistique. Notre travail traite du second aspect : la prise en compte des processus. La mise au point de l'indice de connectivité C_i est une tentative d'intégration des mécanismes liés au passage de la parcelle à un bassin versant, l'idée étant d'utiliser cet indice pour agréger les résultats parcelles obtenus avec l'indicateur I-Phy. Ainsi la construction de l'indicateur global est basée sur une modélisation que nous pourrions qualifier d'« opérationnelle » ou de « pragmatique ». En effet, l'agrégation des variables d'entrées est faite en fonction de la connaissance qui est disponible sur les mécanismes, et le poids respectif des variables, comme dans une approche de modélisation. Mais d'un autre côté, nous nous sommes limités à des variables accessibles pour l'utilisateur ainsi qu'à une approche qualitative en raison de la complexité des processus étudiés. Ceci rejoint les conclusions de Durand *et al.*, (2002) qui font le point sur le paramétrage des modèles hydrologiques très complexes et en arrivent à des conclusions similaires, sans toutefois parler d'indicateur.

4.1. Limites de l'indicateur I-Phy-BVci

En effet la comparaison des calculs de I-Phy agrégé de manière sommaire par une moyenne pondérée *au prorata* des surfaces parcellaires avec mesures de concentration à l'exutoire sur 2 bassins versants a donné des résultats mitigés comme nous pouvions nous y attendre. L'introduction de l'indice de connectivité C_i dans l'agrégation de I-Phy n'a pas donné lieu à des résultats meilleurs dans les corrélations. Ceci peut constituer une déception. Néanmoins, pour le bassin versant de Rouffach, il a permis d'élargir l'amplitude des résultats de I-PhyBV de manière significative. Ces résultats étaient trop resserrés en l'absence de C_i entre 10 et 6 pour des concentrations pourtant élevées mesurées à l'exutoire du bassin versant. Pour le bassin versant de Valvan, les résultats n'ont pas beaucoup changé entre les 2 méthodes et cela n'est pas étonnant quand nous considérons les valeurs de C_i obtenus sur ce bassin, valeurs très homogènes, en l'absence d'aménagement sur ce bassin.

Ces résultats mitigés quant à la validation de I-PhyBVci peuvent s'expliquer et être discutés à différents niveaux. En effet l'indicateur I-Phy-BVci est composé de l'indicateur I-Phy parcellaire résultant de l'agrégation du module RESU avec la dose d'application du produit phytosanitaire et de l'indice de connectivité C_i qui sert à l'agrégation à l'échelle du bassin versant. Il y a là plusieurs niveaux d'incertitudes à la fois sur la construction de I-Phy au niveau parcellaire, en particulier du module RESU et sur le module C_i .

- Construction du module RESU

Le mode de construction actuel de RESU ne prend pas en compte la solubilité des substances actives des produits phytosanitaires ni leur faculté d'adsorption sur la matière organique du sol, traduite par le Koc. Étant donnés les résultats obtenus pour I-Phy-BVci et le fait que ce module traite essentiellement du ruissellement des produits phytosanitaires, nous pourrions

proposer d'intégrer le coefficient Koc soit comme nouvelle variable composant l'arbre de décision de RESU soit comme paramètre de pondération de la variable « Potentiel de ruissellement ».

Le délai entre les dates de traitements phytosanitaires et la date de l'épisode pluvieux étudié semble influencer également les résultats de la validation de l'indicateur I-Phy-BVci. Ce critère n'est pas pris en compte dans le module RESU pour des raisons de simplicité de l'indicateur mais aussi pour éviter de masquer les effets liés à la molécule et aux conditions d'applications par ceux liés au climat. Or des auteurs ont mis en évidence le rôle important de cette variable qui serait probablement à moduler en fonction de la persistance de la molécule qui a été introduite de manière brute dans le module RESU.

- Les variables prises en compte dans la construction de Ci

Toutes les variables caractérisant le trajet de l'eau qui ruisselle d'une parcelle ne peuvent pas être prises en compte dans l'indice de connectivité Ci. La complexité du fonctionnement hydrographique d'un bassin versant peut difficilement être retranscrite fidèlement par un nombre limité de variables. Et le but de l'indicateur I-Phy-Bvci est d'éviter l'écueil d'une formalisation mathématique poussée et compliquée, nuisant au côté opérationnel de l'outil.

D'après Gburek et Sharpley, (1998), **dans le cas du ruissellement par saturation**, les parcelles les plus à risque et donc celles à renseigner et à surveiller sont celles situées **non loin de la rivière**. En effet, cet auteur explique que ce sont des zones préférentielles où le toit de la nappe phréatique est proche de la surface du sol ce qui donne plus facilement, selon les conditions climatiques, des zones saturées en eau et donc des zones sensibles au ruissellement par saturation. Cette seule distance entre la parcelle et le réseau hydrique ne nous a pas paru suffisante. En effet, les caractéristiques des zones tampon et des parcelles traversées par l'eau qui ruisselle et les caractéristiques du réseau hydrographique jouent aussi un rôle. Il pourrait être envisagé également de prendre en compte le Koc des substances actives de produits phytosanitaires afin de caractériser de façon plus précise la rétention de ces molécules dans le sol des parcelles du bassin versant.

La variable « Zone tampon » est caractérisée dans l'indice de connectivité Ci par sa largeur et par son taux de couverture du sol. Aurousseau *et al.*, (1998) et Gascuel-Odoux et Aurousseau, (1999) ne sont pas d'accord sur le rôle de la concavité d'une zone tampon quant au ruissellement des produits phytosanitaires d'une parcelle vers le réseau hydrographique. Nous n'avons pas assez d'éléments bibliographiques pour intégrer cette caractéristique de la zone tampon dans l'indice de connectivité Ci.

Par ailleurs, les données bibliographiques qui nous ont servi pour construire l'indice de connectivité Ci, traitaient la plupart du temps de molécules d'herbicides, molécules qui sont appliquées sur le sol et non sur la vigne. Ceci peut présenter des lacunes lorsque nous extrapolons ces résultats aux autres familles de produits phytosanitaires que sont les insecticides, les acaricides et les fongicides, molécules très utilisées en viticulture.

- Le mode d'agrégation

Le mode d'agrégation des variables PjusqRH et PdansRH (Colin, 2000) est la multiplication, avec un même poids, dans l'indice de connectivité Ci, pour ces 2 variables. En effet, nous

n'avons pas trouvé parmi les références bibliographiques disponibles à ce jour des expérimentations qui mettent en évidence le plus grand poids de l'un ou l'autre de ses 2 variables. Si des expérimentations sont mises en œuvre ultérieurement et démontrent l'importance relative de ces 2 variables, il sera alors possible d'intégrer ces résultats en changeant l'agrégation de PjuqsRH et de PdansRH en utilisant par exemple un arbre de décision associé à de la logique floue.

Le mode d'agrégation global choisi qui est la multiplication a déjà été utilisée par (Gburek et Sharpley, 1998 ; Heathwaite *et al.*, 2000) pour construire un outil permettant la gestion des fertilisations azotées et phosphatées à l'échelle du bassin versant pour réduire les risques environnementaux. Les auteurs proposent un calcul de ce risque environnemental en fonction des « zones sources » et des voies de transports de ces éléments dans le bassin versant.

Mais il convient aussi de s'interroger sur la qualité des données mesurées qui peuvent aussi être une source d'incertitude.

- Qualité des données mesurées

À la vue des résultats concernant le bassin versant de Rouffach et celui de Valvan, il semble qu'il importe sérieusement, pour la comparaison des résultats de I-Phy-BVci avec des concentrations en substances actives à l'exutoire du bassin versant, de disposer d'un protocole d'étude du bassin versant le plus précis possible. Les bassins versant de Rouffach et de Valvan n'ont pas été appréhendés avec la même précision et cela s'est ressenti lors de la validation de I-Phy-BVci.

Par ailleurs, même en disposant de données assez précises, comme c'est le cas pour le bassin versant de Rouffach, la validation n'est pas possible avec toutes les données. Ceci est lié aux propriétés intrinsèques de I-Phy-BVci. En effet, I-Phy-BVci qui est un indicateur de la qualité des eaux de surface d'un bassin versant calculé pour une année, doit être comparé avec des épisodes pluvieux ayant eu lieu juste après la fin du programme de traitements phytosanitaire.

Nous n'avons pas bénéficié de conditions idéales pour la validation de l'indicateur I-Phy-BVci car nous n'avons pas pu choisir les stratégies d'échantillonnages sur les 2 bassins versants étudiés. En effet, nous avons, pour chaque bassin versant, été obligé d'établir un partenariat avec une équipe de recherche ou avec une chambre d'agriculture qui avait déjà mis au point un protocole d'étude des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant avec ses propres problématiques. Il apparaît à la lumière de ces collaborations, qu'il faut essayer de "déterminer" peut-être plus précisément les données nécessaires à la validation d'un indicateur, et élaborer seulement alors le protocole expérimental et la collecte des données sur le terrain en fonction des besoins.

4.2. Intérêts de l'outil de diagnostic I-Phy-BVci

Afin de vérifier que l'indicateur I-Phy-BVci présente un intérêt certain pour les gestionnaires des ressources en eaux de surface, nous avons effectué le même travail de comparaison des concentrations en substances actives mesurées à l'exutoire du bassin versant avec 2 indicateurs simples, le pourcentage de surface traitée et la quantité en kg, de substance active

épanchée sur le bassin versant de Rouffach pour les 2 épisodes pluvieux présentant le maximum de points utilisables (**Figure 3-29**). Pour l'épisode pluvieux du 07/07/03, il semble que la quantité de substance active épanchée sur le bassin versant ($R^2 = 0,44$) soit mieux corrélée à la concentration en substance active à l'exutoire du bassin versant que l'indicateur I-Phy-BVci ($R^2 = 0,21$), mais en observant la répartition des points sur le graphique nous constatons que la pente de la droite est surtout due à un point correspondant à l'herbicide glyphosate. Le même phénomène est observable pour l'épisode pluvieux du 21/07/03. En ce qui concerne l'indicateur simple, pourcentage de surface traitée du bassin versant, les résultats concernant l'épisode pluvieux du 07/07/03 sont très mauvais alors que l'indicateur I-Phy-BVci présentait une relation insatisfaisante mais meilleure. En revanche, les résultats de la comparaison des concentrations en substances actives à l'exutoire avec le pourcentage de surface traitée, pour l'épisode pluvieux du 21/07/03 peuvent paraître satisfaisants ($R^2 = 0,85$), ils restent toutefois du même ordre de grandeur que les résultats des comparaisons effectuées avec I-Phy-BV ($R^2 = 0,83$) et moins bons que les résultats des comparaisons effectuées avec I-Phy-BVci ($R^2 = 0,91$). Par ailleurs, il est possible d'observer, comme pour la comparaison des concentrations en substances actives à l'exutoire du bassin versant avec les quantités de substances actives épanchées, que la pente de la droite est surtout due à un point correspondant à l'herbicide glyphosate.

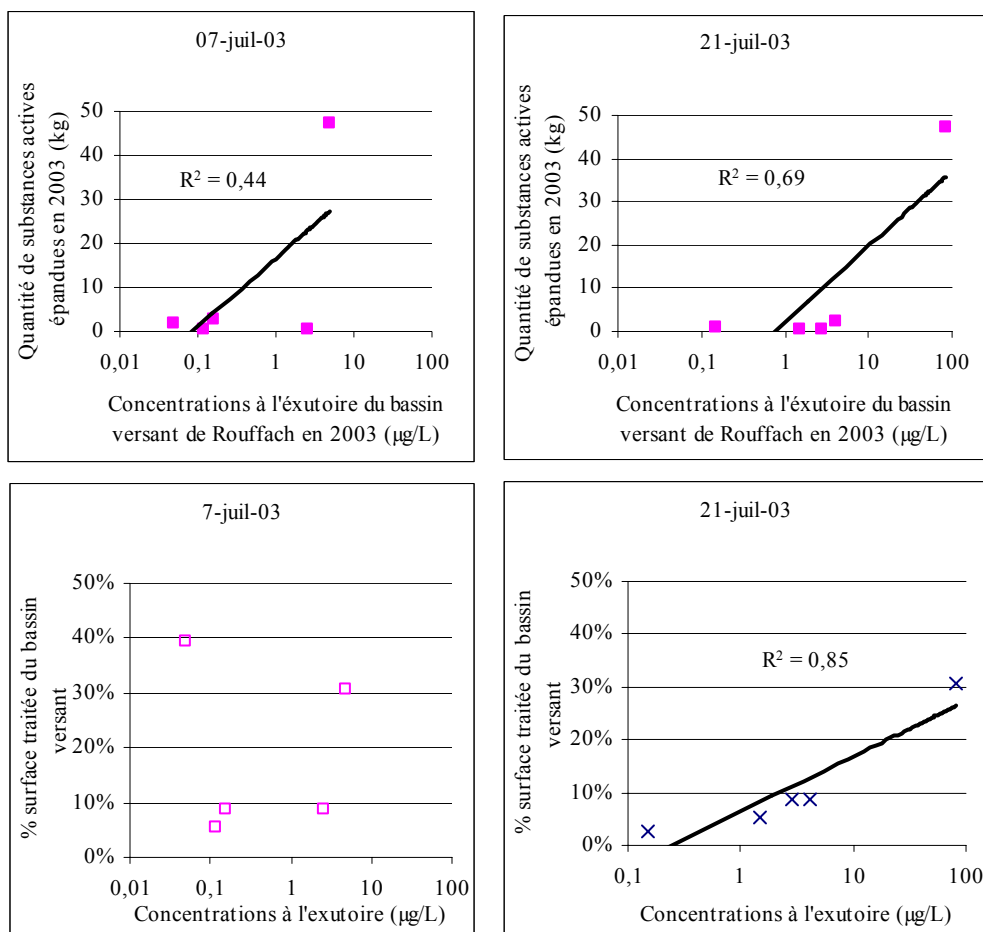


Figure 3-29 : Comparaison des concentrations à l'exutoire de Rouffach et des indicateurs simples, le pourcentage de surface du bassin versant traitée et la quantité de substance active épanchée pour les épisodes pluvieux du 07/07/03 et du 21/07/03.

Cette approche combinant un indicateur parcellaire prenant en compte le risque lié aux traitements par substance active et un indice intégrant les mécanismes liés au bassin versant et permettant d'évaluer certaines pratiques d'aménagement présentent un intérêt certain. Il se différencie donc d'approches de terrain type CORPEN ou reposant sur des indicateurs très simples comme ceux décrits ci-dessus ou d'autres construits à partir de la distance parcelle-exutoire (Colin *et al.*, 2000) ou de type « parcelle à risque » en Bretagne (Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999). L'indicateur permet de travailler sur le choix de molécules, l'aménagement des parcelles et du bassin versant et donc de comparaison de scénarios de pratiques agricoles et/ou d'aménagement d'un bassin versant (Durand *et al.*, 2002). Néanmoins, il demande un investissement en première année sur la description du bassin versant. Les données décrivant le bassin versant sont le plus souvent disponibles, car les gestionnaires commencent à investir dans ce domaine. Plus difficiles à récupérer sont les données sur les pratiques phytosanitaires et d'entretien du sol. Rien que sur les bassins versants étudiés, le nombre de données devient très important. C'est là que l'indice de connectivité C_i peut jouer un rôle important pour guider l'échantillonnage des parcelles pour la récupération des programmes de traitements phytosanitaires, s'il est calculé avant la récupération des programmes de traitements phytosanitaires pour sélectionner les parcelles à renseigner. A partir des calculs effectués sur les deux bassins versants, nous pouvons envisager deux stratégies d'échantillonnages :

- Si nous obtenons une distribution des valeurs de C_i mais aussi des sous-variables P_{jusqRH} et P_{dansRH} assez homogènes, tel à Valvan, nous pourrions envisager une sélection aléatoire des parcelles à renseigner.
- En revanche sur un bassin versant comme celui de Rouffach où la distribution des valeurs de C_i se répartit sur toute la gamme des valeurs possibles, nous pourrions envisager de sélectionner les parcelles présentant une forte connectivité à l'exutoire du bassin versant. Il serait alors possible de gagner du temps sur la saisie des données et sur les calculs de I-Phy-BVci en ne renseignant que les parcelles fortement connectées au réseau hydrographique : ne renseigner que les parcelles dont l'indice de connectivité C_i est dans l'intervalle $]0,6 ; 1]$ par exemple. Par ailleurs, l'indice de connectivité C_i permettrait d'estimer l'incertitude liée aux parcelles, pour lesquelles, il n'a pas été possible d'obtenir des renseignements.

5. Conclusion de la partie 3

Nous avons construit un indice de connectivité parcellaire C_i afin de prendre en compte la localisation des parcelles du bassin versant les unes par rapport aux autres et par rapport au réseau hydrographique. Cet indice de connectivité prend en compte la présence de zones tampons et de parcelles à traverser pouvant se trouver sur le trajet de l'eau qui ruisselle d'une parcelle ainsi que la nature et la longueur du réseau hydrographique du bassin versant dans lequel se trouve cette parcelle.

L'indice de connectivité C_i est calculé pour toutes les parcelles des 2 bassins versants expérimentaux qui ont été décrits dans la partie 2 de cette thèse. Le bassin versant de Valvan est composé de parcelles qui sont majoritairement très connectées au réseau hydrographique : l'indice de connectivité de 74 % de la surface du bassin versant de Valvan prend une valeur située dans l'intervalle]0,8 et 1]. Tandis que les parcelles composant le bassin versant de Rouffach présentent des valeurs de l'indice de connectivité C_i réparties de façon homogène sur tout l'intervalle [0 ; 1].

L'indice de connectivité parcellaire C_i est ensuite agrégé à l'indicateur parcellaire I-Phy-parcelle pour obtenir l'indicateur bassin versant I-Phy-BVci. L'indicateur I-Phy-BVci est calculé pour les programmes de traitements phytosanitaires appliqués en 2003 sur le bassin versant de Rouffach et pour les programmes de traitements phytosanitaires appliqués en 2000 sur le bassin versant de Valvan. La validation de I-Phy-BVci est effectuée à l'aide de la comparaison de ses résultats de calcul sur les 2 bassins versants avec la concentration des substances actives de produits phytosanitaires retrouvées à l'exutoire du bassin de Valvan.

Conclusion générale

Conclusion générale

La qualité des eaux de surface est de plus en plus mise en cause par les activités humaines et en particulier par les activités agricoles. La pollution agricole des ressources en eau est surtout due aux intrants et en particulier aux produits phytosanitaires.

Dans le contexte actuel de volonté de développement durable de l'agriculture, il apparaît nécessaire d'adopter une meilleure gestion des produits phytosanitaires afin de préserver la qualité des eaux de surface.

Nos travaux avaient pour but de proposer un outil pour la gestion des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires en nous fixant l'objectif suivant : aborder la problématique de changement d'échelle en construisant à partir d'un outil de diagnostic environnemental existant à l'échelle de la parcelle viticole, un outil de diagnostic de la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant viticole élémentaire.

Nous sommes partis de l'indicateur I-Phy « grandes cultures » (Van Der Werf et Zimmer, 1998) que nous avons adapté à la viticulture (Thiollet et Girardin, 2003) et dans un second temps à l'évaluation du risque de pollution des eaux de surface d'un bassin versant viticole par les produits phytosanitaires. Nous l'avons ensuite utilisé sur 2 bassins versants viticoles expérimentaux avec un mode d'agrégation simple, par moyenne pondérée *au prorata* des surfaces parcellaires. En comparant les résultats avec les concentrations des substances actives à l'exutoire des 2 bassins versants, Rouffach et de Valvan, nous avons pu mettre en évidence que les corrélations ne sont pas satisfaisantes et que l'indicateur utilisé n'est pas suffisant pour fournir aux gestionnaires des ressources en eau un outil de caractérisation du risque de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires.

Pour aller plus loin dans l'adaptation de l'indicateur parcellaire I-Phy au changement d'échelle de la parcelle au bassin versant, nous avons construit un indice de connectivité parcellaire C_i qui caractérise la connexion des parcelles traitées au réseau hydrographique du bassin versant. Cet indice parcellaire C_i a été calculé pour toutes les parcelles des 2 bassins expérimentaux de Rouffach et de Valvan. Il est ensuite agrégé à l'indicateur I-Phy pour donner I-Phy-BV C_i , indicateur de la qualité des eaux de surfaces vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Le calcul de cet indice C_i permet de caractériser et de différencier les 2 bassins versant de Rouffach et de Valvan, le premier présente une variabilité beaucoup plus grande que le second dont les parcelles présentent pour la plupart un fort niveau de connectivité pour les transferts de substances actives vers l'exutoire. L'introduction de cet indice de connectivité n'améliore pas beaucoup la qualité des corrélations observées. Néanmoins sur le bassin de Rouffach, il permet de mieux différencier les substances actives. Dans tous les cas, il serait nécessaire de tester l'indicateur I-Phy-BV C_i sur d'autres jeux de données d'années climatiques « normales » (non sujettes à une canicule comme en 2003) sur des bassins versants viticoles équipés pour étudier les eaux de ruissellement comme le bassin versant de Rouffach.

Un intérêt de l'indice C_i serait de guider l'échantillonnage des parcelles à enquêter pour le relevé des pratiques phytosanitaires, et de limiter ainsi la quantité d'information à recueillir qui devient souvent très lourde. En fonction de la distribution des valeurs de C_i , on pourrait envisager soit un échantillon aléatoire, soit orienté vers les parcelles fortement

connectées si la distribution de Ci sur le bassin prend en compte toute la gamme de variation de l'indice.

Une autre perspective de ce travail, est l'adaptation de l'indicateur I-Phy-BVci en vue de son utilisation pour des bassins versants à fonctionnement hydrologique mixte vis-à-vis des eaux de surface et des eaux souterraines. Un module « risque pour les eaux souterraines » RESO existe déjà dans l'indicateur parcellaire I-Phy. Il s'agirait de l'adapter, comme RESU, à l'échelle du bassin versant viticole.

L'indicateur I-Phy-BVci pourrait aussi être adapté et utilisé pour des bassins versants occupés par d'autres systèmes de culture que la vigne comme des grandes cultures ou de l'arboriculture fruitière. En effet, ces systèmes de culture ne représentent pas forcément les mêmes risques pour l'environnement que la viticulture.

Il serait possible d'associer la base de données et le logiciel de calcul de l'indicateur I-Phy-BVci à un SIG et permettre ainsi de croiser tout type d'information environnementale avec les résultats de l'indicateur I-Phy-BVci.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- ACTA** (2000). "Sélection : Synthèse des actions secondaires sur les organismes utiles." Association pour la coordination des techniques agricoles, Paris. 26 p.
- ACTA** (2002). "Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement," Acta, Paris. 976 p.
- Alegre, J. C. et Rao, M. R.** (1996). Soil and water conservation by contour hedging in the humid tropics of Peru. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. **57**, 17-25.
- Allier, F.** (2001). "Étude préalable à la construction de l'indicateur phytosanitaire viti-environnemental à l'échelle du bassin versant. Exemple du bassin versant de Valvan (Chablis-89)." 25 p.
- Ambroise, B.** (1999). "La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant," H.G.A./Ed., Bucarest. 1. 200 p.
- Anonyme** (1993-2001). "Fiches techniques de viticulture." S.R.V.A. (Service Roman de Vulgarisation Agricole), Lausanne. p.
- Arora, K., Mickelson, S. K. et Baker, J. L.** (2003). Effectiveness of vegetated buffer strips in reducing pesticide transport in simulated runoff. *Transaction of the A.S.A.E.* **46**, 635-644.
- Arora, K., Mickelson, S. K., Baker, J. L., Tierney, D. P. et Peters, C. J.** (1996). Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. *Transaction of the A.S.A.E.* **39**, 2155-2162.
- Asmussen, L. E., White, A. W., Hauser, J. E. W. et Sheridan, J. M.** (1977). Reduction of 2,4-D load in surface runoff down a grassed waterway. *Journal of Environmental Quality*. **6**, 159-162.
- Assier, J.-M.** (2001). "Etude du pouvoir tampon des zones tampons à limiter la pollution des eaux par les produits phytosanitaires." Cemagref, Lyon. 99 p.
- Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C. et Squividant, H.** (1998). Eléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. Application aux cas de la contamination par les herbicides utilisés sur culture de maïs sur des bassins versants armoricains. *Etudes et gestion des sols*. **5**, 143-156.
- Babut, M., Flammarion, P. et Garric, J.** (2001). Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau. *Ingénieries. N° Spécial*, 5-13.
- Baillod, M. et Venturi, I.** (1980). Lutte biologique contre l'acarien rouge en viticulture. *Revue Suisse de Viticulture, d'Arboriculture et d'Horticulture*. **12**, 231-238.
- Baize, D.** (1976). Carte: Carte pédologique de France à moyenne échelle. Tonnerre M - 10. Tonnerre. INRA, Versailles.
- Baize, D.** (1988). "Guide des analyses courantes en pédologie," INRA, Paris. 172 p.
- Baize, D.** (1993). Carte: Petites régions naturelles et "paysages pédologiques" de l'Yonne. INRA, Versailles.
- Baize, D. et Chrétien, J.** (1976). Carte: Carte des sols de l'Yonne. Chablis. Note explicative. Chablis. Station agronomique de l'Yonne.
- Ballif, J.-L.** (1995). Les eaux de ruissellement et d'infiltration d'un sol viticole champenois. *Le progrès agricole et viticole*. **112**, 534-544.
- Banton, O. et Bangoy, L. M.** (1997). "Hydrogéologie. Multiscience environnementale des eaux souterraines," Presses de l'université du Québec/Ed. Edicef, Québec. 460 p.
- Barciet, F.** (1998). Dispositifs pratiques pour limiter l'entraînement par ruissellement des produits de protection des plantes vers les eaux de surface. *Gibier faune sauvage*. **15**, 109-115.

- Barriuso, E., Calvet, R. et Cure, B.** (1991). Simplification du travail du sol et pollution par les pesticides. *Perspectives agricoles*. **162**, 31-39.
- Bashford, K. E., Beven, K. J. et Young, P. C.** (2002). Observational data and scale-dependant parameterizations : explorations using a virtual hydrological reality. *Hydrological processes*. **16**, 293-312.
- Battany, M. C. et Grismer, M. E.** (2000). Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards : effects of slope, cover and surface roughness. *Hydrological processes*. **14**, 1289-1304.
- Beasley, D. B., Huggins, L. F. et Monke, E. J.** (1981). ANSWERS : a model for watershed planing. *Transactions of the A.S.A.E.* **23**, 938-944.
- Beck, A. J., Lam, V., Henderson, D. E., Beven, K. J., Harris, G. L., Howse, K. R., Johnston, A. E. et Jones, K. C.** (1995). Movement of water and the herbicides atrazine and isoproturon through a large structured clay soil core. *Journal of Contaminant Hydrology*. **19**, 237-260.
- Bedos, C. et Calvet, R.** (2002). Modélisation des phénomènes de rétention. Transfert dans l'atmosphère. In "Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement" (Recherche-Industrie, A. E. E. e. C., ed.), Vol. 1, ECRIN, Paris. 137-146 p.
- Bibard, V., Thierry, J., Marquet, N. et Tournayre, J.-C.** (2001). Mise en oeuvre des recommandations du CORPEN à l'échelle d'un bassin versant : premiers résultats obtenus sur le site de la Fontaine du Theil. CEMAGREF, L. (Ed.). XXIe congrès du Groupe Français des Pesticides. Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives. Lyon. 15-17 mai 2001. 77-89 p.
- Blanchard, P. E. et Lerch, R. N.** (2000). Watershed vulnerability to losses of agricultural chemicals : interactions of chemistry, hydrology, and land-use. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 3315-3322.
- Bockstaller, C.** (2004). Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy. In "Un point sur ... Estimation des risques environnementaux des pesticides" (INRA, ed.), INRA, Paris. 75-86 p.
- Bockstaller, C. et Girardin, P.** (1996). The crop sequence indicator : a tool to evaluate crop rotations in relation to the requirements of integrated arable farming systems. *Aspects of applied biology*. **47**, 405-408.
- Bockstaller, C. et Girardin, P.** (1999). Agro-ecological indicators - instruments to assess sustainability in agriculture. Verlag, E. S. (Ed.). Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Stuttgart. Août 1999. 69-83 p.
- Bockstaller, C. et Girardin, P.** (2000). "Mode de calcul des indicateurs agro-écologiques." INRA-ARAA, Colmar. 97 p.
- Bockstaller, C. et Girardin, P.** (2002). Évaluer les systèmes de culture à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux : la méthode INDIGO®. (Ed.). Les Rencontres Annuelles du CETIOM. Paris. 3-4 décembre 2002. CETIOM. 54-58 p.
- Bockstaller, C. et Girardin, P.** (2003). How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*. **76**, 639-653.
- Bockstaller, C., Keichinger, O. et Girardin, P.** (2004). Produits phytosanitaires et environnement : un point sur les indicateurs de risque. INRA, Bourgogne, U. d. et Bourgogne, C. R. d. (Ed.). XXIVe Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Dijon. 47 p.
- Bonta, J. V.** (1998). Spatial variability of runoff and soil properties on small watersheds in similar soil-map units. *Transaction of the A.S.A.E.* **41**, 575-585.
- Bouchon-Menier, B.** (1995). "La logique floue et ses applications," Addison-Wesley France S.A./Ed. 257 p.

- Bovio, M., Morando, A. et Eynard, I.** (1991). Tillage permanent grass cover and chemical weed control in a sloping vineyard. ANPP, a. (Ed.). 3° Symposium International sur la Non Culture de la Vigne. Montpellier. 26, 27, 28 novembre. 257-263 p.
- Briquel, V., Vilain, L., Bourdais, J. L., Girardin, P., Mouchet, C. et Viaux, P.** (2001). La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles): une démarche pédagogique. *Ingénieries*. n°25, 29-39.
- Brown, C. D., Bellamy, P. H. et Dubus, I. G.** (2002). Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. *Pest Management Science*. **58**, 363-373.
- Burkert, D.** (1982). Vergleichende untersuchungen zum wachstumsverlauf an sorten von Festuca arundinacea Schreb. und Lolium perenne ; wahrend der fruhen vegetativen entwicklung. *Archiv fur acker und pflanzenbau und bodenkunde*. **26**, 673-677.
- C.P.C.S.** (1967). "Classification des sols," École Nationale Supérieure Agronomique Grignon, Grignon. 87 p.
- Cadier, E.** (1993). Hydrologie des petits bassins du Nordeste Brésilien semi-aride : transposition à des bassins non étudiés, Paris. 414 p.
- Calvet, R.** (2002). Modélisation des phénomènes de rétention. Phénomènes de rétention. In "Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement" (Recherche-Industrie, A. E. E. e. C., ed.), Vol. 1, ECRIN, Paris. 31-40 p.
- Calvet, R., Gouy, V., Gaillardon, P. et Belamie, R.** (1996). Distribution des molécules pesticides entre les phases solides et liquides du sol. Signification du coefficient de distribution. CEMAGREF, L. (Ed.). HyfrOsystèmes. Groupe Français des Pesticides. Nancy. 22-23 mai 1996. 104-115 p.
- Cammeraat, L. H.** (2002). A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. *earth surface processes and landforms*. **27**, 1201-1222.
- Carluer, N.** (1998). Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin versant de Naizin (Morbihan). Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie Paris VI, Paris. 335 + annexes p.
- Carluer, N., Gouy, V. et Gril, J.-J.** (1996). Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation. *Ingénieries-EAT-*. **6**, 19-30.
- Carsoulle, J.** (1986). Influence de quelques techniques culturales sur le ruissellement et l'érosion en vignoble de coteaux (Beaujolais). ANPP, a. (Ed.). 2° Symposium International sur la Non Culture de la Vigne. Montpellier. 26, 27, 28 novembre. 345-352 p.
- Carsoulle, J.** (1995). L'enherbement permanent du vignoble. *Phytoma*. 38-41.
- Caubel, V.** (2001). Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et nitrate. Doctorat de sciences, École Nationale Supérieure Agronomiques de Rennes, Rennes. 152 p.
- Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P. et Grimaldi, M.** (2003). Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movment. *Hydrological processes*. **17**, 1811-1821.
- CEMAGREF, L.** (1984). L'érosion dans le vignoble du Beaujolais. Étude comparative de l'influence des techniques culturales (1). *Bulletin d'information CEMAGREF*. **317**, 47-52.
- Charnay, L.** (1998). "Étude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés. Rôle des sédiments." Cemagref, Lyon. 54 p.
- Cluzeau, S., Paternelle, M.-C. et Vandenbogaerde, N.** (1999). "Index phytosanitaire A.C.T.A.," Association de Coordination Technique Agricole/Ed. 643 p.
- Colin, F.** (2000). Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France). Thèse de doctorat de l'ENGREF, PARIS VI, Montpellier. 233 p.

- Colin, F., Puech, C. et de Marsily, G.** (2000). Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. *Journal of hydrology*. **236**, 139-152.
- Collectif** (2002). Conclusion. In "Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement" (Recherche-Industrie, A. E. E. e. C., ed.), Vol. 1, ECRIN, Paris. 185-192 p.
- Condei, G., Ciolacu, M., Catanescu, V. et Lepadatu, V.** (1991). L'approche écologique du système intégré d'entretien du sol en plantations viticoles intensives. (Ed.). 3^e Symposium International sur la Non Culture de la Vigne. Montpellier. 18-20 novembre 1991. 289-296 p.
- CORPEN** (2001). "Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics des bassins versant et des exploitations." Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris. 34 p.
- CORPEN** (2003). "Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques, application aux produits phytosanitaires." Ministère de l'Agriculture et de la Pêche et des Affaires Rurales (MAPAR), Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD), Paris. 136 p.
- Coullery, P.** (1997). Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue Suisse d'Agriculture*. **29**, 299-305.
- Courde, L., Vallaëys, T., Chaussod, R., Levêque, J. et Andreux, F.** (1998). Faut-il craindre des effets secondaires du cuivre sur la biocoenose des sols viticoles ? *Revue des oenologues*. **86**, 19-21.
- Cros-Cayot, S.** (1996). Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Contexte armoricain, ENSAR-INRA, Rennes. 218p p.
- Dahl, A. L.** (2000). Using indicators to measure sustainability : recent methodological and conceptual developments. *Mar. Freshwater Res.* **51**, 427-433.
- Delphin, J. E. et Y., C. J.** (2001). Leaching of atrazine and deethylatrazine under a vegetative filter strip. *Agronomie*. **21**, 461-470.
- Deluisa, A., Giandon, P., Aichner, M., Bortolami, P., Bruna, L., Lupetti, A., Nardelli, F. et Stringari, G.** (1996). Copper pollution in Italian vineyard soils. *Communication Soil Science Plant Anal.* **27**, 1537-1548.
- Domange, N.** (2001). "Diagnostic et possibilités d'aménagement d'un petit bassin versant viticole pour la lutte contre la contamination par les produits phytosanitaires." Cemagref, Lyon. 110 p.
- Domange, N. et Grégoire, C.** (2004). Concentrations in runoff at vineyard catchment scale for 17 pesticides : first results. INRA, U. d. B., Conseil Régional de Bourgogne (Ed.). XXIV^e Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Dijon. 91 p.
- Donigian, A. S., Beyerlein, D. C., Davis, H. H. et Crawford, N. H.** (1977). "Agricultural Runoff Management (ARM) Model Version II : refinement and testing." Hydrocomp., Palo Alto, CA, USA. 312 p.
- Dorioz, J.-M. et Ferhi, A.** (1994). Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Water Resources Bulletin*. **28**, 395-410.
- Douguet, J. M., O'Connor, M. et Girardin, P.** (1999). "Validation socio-économique des Indicateurs Agro-écologiques," Rep. No. 97/C/62. C3ED, Université de Versailles Saint Quentin-en-Yvelines, Guyancourt, France. 73 p.
- Dubernet, J.-F., Delmas, F., Pinel, B., Vernier, F., Levert, F. et Gutzler, L.** (1999). Le bassin du Ruiné (Charente), synthèse des observations 1991-1997 (rapport d'étape). CEMAGREF.

- Dubus, I. G., Hollis, J. M. et Brown, C. D.** (2000). Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution*. **110**, 331-344.
- Duchenes, V.** (2002). "Étude sur la vallée de Valvan. Diagnostic du risque de pollutions diffuses par les produits phytosanitaires." Chambre d'Agriculture de l'Yonne, Auxerre. 25 p.
- Dunne, T., Weihua, Z. et Aubry, F. A.** (1991). Effects of rainfall, vegetation and microtopography on infiltration and runoff. *Water Ressources research*. **27**, 2271-2285.
- Durand, P.** (2004). Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matière dans les bassins versants. Bretagne, C. d. A. d. (Ed.). Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural. Vannes. 205-215 p.
- Durand, P., Gascuel-Oudou, C. et Cordier, M.-O.** (2002). Parameterisation of hydrological models : a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). *Agronomie*. **22**, 217-228.
- Flores-Velez, L. M., Robert, M., Ducaroir, J. et Elsass, F.** (1996). Transfert du cuivre dans les sols de vignobles. In "Transfert des polluants dans les hydrosystèmes", Paris. 39-46 p.
- Flury, M.** (1996). Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *Journal of Environmental Quality*. **25**, 25-45.
- Foucault, A. et Raoult, J.-F.** (2001). "Dictionnaire de géologie," 5e édition/Ed., Paris. 1. 379 p.
- Frere, M. H.** (1973). Hydrological modeling. *Transactions of the A.S.A.E.* **16**, 553-586.
- Gaffney, F. B. et Van Den Griten, M.** (1991). Permanent cover crops for vineyards. *Biomass and bioenergy*. **1**, 32-33.
- Garon-Boucher, C.** (1998). "Rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain." Cemagref, Lyon. 27 p.
- Garon-Boucher, C.** (2003). Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. Doctorat de sciences, Université Joseph Fourier, Grenoble I, Lyon. 243 p.
- Gascuel-Oudou, C. et Aurousseau, P.** (1999). "Un indicateur de risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires." ENSAR-INRA, Rennes-Quimper. 40 p.
- Gburek, W. J. et Sharpley, A. N.** (1998). Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*. **27**, 267-277.
- Gillet, H. et Vele, X. (?)**. Évaluation à l'échelle d'une région des risques de contamination des eaux superficielles par les pesticides : Premiers résultats. Bretagne, D. (Ed.). Colloque Phyt'eau-produits phytosanitaires, usages agricoles et connexes. 125-140 p.
- Girardin, P. et Bockstaller, C.** (1997). Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer des systèmes de culture. *OCL*. **4**, 418-426.
- Girardin, P., Bockstaller, C. et Van Der Werf, H. M. G.** (1997). Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*. **7**, 261-271.
- Girardin, P., Bockstaller, C. et Van Der Werf, H. M. G.** (1999a). Indicators : tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*. **13**, 5-21.
- Girardin, P., Bockstaller, C. et Van Der Werf, H. M. G.** (1999b). A method to assess the environmental impact of farming systems by means of agri-ecological indicators. In

- "environmental indices : systems analysis approach" (Pykh, Y. A., Hyatt, D. E. et Lenz, R. J. M., eds.), Vol. 1, EOLSS publishers Co. 297-312 p.
- Girardin, P., Bockstaller, C. et Van der Werf, H. M. G.** (2000). Assessment of potential impact of agricultural practices on the environment : the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*. **20**, 227-239.
- Göhlich, H.** (1982). Assessment of spray drift in sloping vineyards. *Crop protection*. **2**, 37-49.
- Göhlich, H., Ganzelmeier, H. et Backer, G.** (1996). Air-assisted sprayers for application in vine, orchard and similar crops. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*. **26**, 53-58.
- Goss, D. W.** (1992). Screening Procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. *Weed technology*. **6**, 701-708.
- Gouy, V. et Gril, J.-J.** (2001). Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives. CEMAGREF, L. (Ed.). XXIIe congrès du Groupe Français des Pesticides. Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives. Lyon. 15-17 mai 2001. 61-76 p.
- Gouy, V., Gril, J.-J., Laillet, B., Garon-Boucher, C., Dubernet, J.-F. et Cann, C.** (1996). Étude du transfert des produits phytosanitaires sur les bassins versants et modélisation. CEMAGREF, L. (Ed.). HyfrOsystemes. Groupe Français des Pesticides. Nancy. 22-23 mai 1996. 89-103 p.
- Gras, R., Benoit, M., Deffontaines, J.-P., Duru, M., Lafarge, M., Langlet, A. et Osty, P. M.** (1989). "Le fait technique en agronomie. Activité agricole. Concepts et méthodes d'étude," L'hamarttan/Ed. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris. 184 p.
- Grébil, G., Novak, S., Perrin-Garnier, C. et Schiavon, M.** (2001). La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. *Ingénieries*. 31-44.
- Griffith, P. et Girardin, P.** (2004). "Construction des indicateurs arbo-environnementaux de la méthode INDIGO." INRA-CTIFL, Colmar. 87 p.
- Guenard, M. et Morvan, G.** (2000). "Etude sur l'impact des pratiques viticoles sur les teneurs en matières actives phytosanitaires dans les eaux superficielles. Rapport d'étude." Chambre d'agriculture de l'Yonne, Auxerre. 15 p.
- Guerbet, M. et Jouany, J.-M.** (2002). Value of the SIRIS method for the classification of a serie of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. *Environmental Impact Assessment Review*. **22**, 377-391.
- Gustafson** (1995). Use of computer models to assess exposure to agricultural chemicals via drinking water. *The Science of the Total Environment*. **171**, 35-42.
- Gyldenkaerne, S., Secher, B. J. M. et Nordbo, E.** (1999). Ground deposit of pesticides in relation to the cereal canopy density. *Pesti. Sci.* **55**, 1210-1216.
- Havet, P.** (1998). Prise en compte de la faune sauvage dans le gestion des territoires ruraux : résultats obtenus en France et en Europe. *Compte rendu de l'académie d'agriculture de France*. **84**, 139-153.
- Heathwaite, L., Sharpley, A. N. et Gburek, W. J.** (2000). A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *J. Environ. Qual.* **29**, 158-166.
- Heddadj, D. et Gascuel-Oudou, C.** (2001). Impact d'itinéraires culturaux du maïs sur les transferts d'herbicides par ruissellement. CEMAGREF, L. (Ed.). XXIIe congrès du Groupe Français des Pesticides. Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollutions et solutions correctives. Lyon. 15-17 mai 2001. 116-128 p.
- Heddadj, D., Merle, S. et Michel, O.** (2004). Maîtrise de la pollution phytosanitaire à l'échelle de la parcelle et du bassin versant : outils en place, références acquises et perspectives. Bretagne, C. d. A. d. (Ed.). Savoirs et savoir-faire sur les bassins

- versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural. Vannes. 85-95 p.
- Heppell, C. M., Burt, T. P., Williams, R. J. et Haria, A. H.** (1999). The influence of hydrological pathways on the transport of the herbicide, isoproturon, through an underdrained clay soil. *Water science technology*. **39**, 77-84.
- Heydel, L., Schiavon, M., Benoit, M., Portal, J.-M. et Babut, M.** (1996). Outils possibles pour l'évaluation et la maîtrise des risques - Approche agronomique : relation itinéraires culturaux et qualité de l'eau. CEMAGREF, L. (Ed.). HyfrOsystemes. Groupe Français des Pesticides. Nancy. 22-23 mai 1996. 214-226 p.
- Hollis, J.** (1991). Mapping the vulnerability of aquifers and surface waters to pesticide contamination at the national/regional scale. (Ed.). BCPC Mono. Pesticides in soils and water. 165-174 p.
- Hollis, J. et Brown, C.** (1996). Coupling models and Geographic Information System for environmental risk evaluation. CEMAGREF, L. (Ed.). HyfrOsystemes. Groupe Français des Pesticides. Nancy. 22-23 mai 1996. 203-213 p.
- Huber, A., Bach, M. et Frede, H. G.** (2000). Pollution of surface waters with pesticides in Germany : modeling non-point source inputs. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*. **80**, 191-204.
- Huglin, P. et Schneider, C.** (1998). "Biologie et écologie de la vigne," Tec & Doc/Ed., Paris. 1. 370 p.
- IFEN** (1997). "Agriculture et environnement : les indicateurs," Institut Français de l'Environnement, Paris. 1. 72 p.
- INRA** (2003). La lutte contre la pollution des eaux par les pesticides. Limiter les apports, réduire les fuites. [Online] <http://www.inra.fr/Internet/Directions/DIC/ACTUALITES/NATURE/pdf/pesticid.pdf>. Date de consultation: 20/09/03.
- INRA** (2004). Guide AGRITOX. [Online] <http://www.inra.fr/agritox/guides/guide-agritox.html>. Date de consultation: 22/06/04.
- Jouany, J.-M. et Dabène, E.** (1994). "Classement des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité des eaux à l'échelle nationale." Ministère de l'agriculture, Paris. 48 p.
- Kao, C., Vernet, G., Le Filleul, J.-M., Nédélec, Y., Carluar, N. et Gouy, V.** (2002). Élaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis à vis des produits phytosanitaires. *Ingénieries-EAT-*. **29**, 49-65.
- Karvonen, T., Koivusalo, H., Jauhiainen, M., Palko, J. et Wepppling, K.** (1999). A hydrological model for predicting runoff from different land use areas. *Journal of hydrology*. **217**, 253-265.
- Keichinger, O. et Girardin, P.** (2004). *Soumis*. 10.
- Kiepe, P.** (1995). Effect of *Cassia Siamea* Hedgerows barriers on soil physical properties. *Geoderma*. **66**, 113-120.
- Kloppmann, W., Mouvet, C., Normand, B., Coquet, Y. et Golaz, C.** (2002). Modélisation des phénomènes de transport. Modélisation du couplage entre zone saturée et non saturée en eau. In "Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement" (Recherche-Industrie, A. E. E. e. C., ed.), Vol. 1, ECRIN, Paris. 81-98 p.
- Knisel, W. G.** (1980). "CREAMS : a field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems." USDA Conservation Research Report. 640 p.
- Koller, R.** (2001). "Entraînement par ruissellement de l'atrazine et des nitrates. Efficacité des bandes enherbées de bas de pente dans les contreforts du Sundgau pour la culture de maïs." A.R.A.A., Strasbourg. 14 p.

- Kreiter, S.** (1991). Les caractéristiques biologiques des acariens prédateurs d'acariens et leur utilisation en lutte biologique. *Progrès agricole et viticole*. **108**, 247-262.
- Kreiter, S., Barret, D., Cotton, D. et Perrot-Minoot, M.-J.** (1991). Les typhlodromes : Qui sont-ils ? Que font-ils ? Des acariens prédateurs qui font parler d'eux en viticulture et en arboriculture (1ère partie). *Phytoma-La défense des végétaux*. **116**, 124-127.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I. et Becker, A.** (1998). Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watershed. *Ecological modelling*. **106**, 261-289.
- Landry, D., Dousset, S. et Andreux, F.** (2001). Transfert du diuron et de l'oryzalin en lysimètres dans trois sols viticoles non perturbés (Vosne-Romanée, 21). CEMAGREF, L. (Ed.). XXI^e congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives. Lyon. 15-17 mai 2001. 229-237 p.
- Larney, F. J., Cessna, A. J. et Bullock, M. S.** (1999). Herbicide transport on wind-eroded sediment. *Journal of Environmental Quality*. **28**, 1412-1421.
- Larson, S. J., Capel, P. D., Goolsby, D. A., Zaugg, S. D. et Sandstrom, M. W.** (1995). Relations between pesticide use and riverine flux in the Mississippi river basin. *Chemosphere*. **31**, 3305-3321.
- Le Bissonnais, Y. et Morel, V.** (1995). Influence du ruissellement et de l'érosion sur la pollution des eaux. Cas d'un bassin versant élémentaire du pays de Caux. (Ed.). Transfert des polluants dans les hydrosystèmes. Actes des sixièmes journées du diplôme d'études approfondies sciences et techniques de l'environnement. Paris. Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées. 27-37 p.
- Lebon, E.** (1993). De l'influence des facteurs pédo- et mésoclimatiques sur le comportement de la vigne et les caractéristiques du raisin. Doctorat de sciences, Université de Bourgogne, Dijon. 167 p.
- Lecomte, V.** (1999). Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant. Process, déterminisme et modélisation spatiale. Doctorat de Sciences, ENGREF, Orléans. 212 p.
- Lecomte, V., Le Bissonnais, Y., Renaux, B., Couturier, A. et Ligneau, L.** (1997). Erosion hydrique et transferts de produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement. *Cahiers de l'agriculture*. **6**, 175-183.
- Legg, W.** (1997). Ecological agriculture. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*. 41-43.
- Lennartz, B., Kamra, S. K. et Meyer-Windel, S.** (1997). Field scale variability of solute transport parameters and related soil properties. *Hydrology and Earth System Sciences*. **4**, 801-811.
- Leonard, R. A.** (1990). Movement of pesticides into surface waters. In "Pesticides in the soil environment" (America, S. S. S. o., ed.), Vol. 2, 677, S. Segoe Rd. Madison WI 53711, Madison, Wi. USA. 303-349 p.
- Leonard, R. A., Langdale, G. W. et Fleming, W. G.** (1979). Herbicide runoff from upland piedmont watersheds - data and implications for modeling pesticide transport. *Journal of Environmental Quality*. **8**, 223-229.
- Lerond, M., Larrue, C., Michel, P., Roudier, B. et Sanson, C.** (2003). "L'évaluation environnementale des politiques, plans et programmes. Objectifs, méthodologie et cas pratiques.", Tec&Doc/Ed., Paris. 311 p.
- Levitan, L., Merwin, I. et Kovach, J.** (1995). Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: The quest for a holistic method. *Agriculture Ecosystems and Environment*. **55**, 153-168.
- Lièvre-Muzard, L., Ricard, S. et Muckensturm, N.** (1998). Environnement et entretien des sols. *Phytoma*. **511**, 20-25.

- Linders, J. B. H. J., Jansma, J. W., Mensink, B. J. W. G. et Otermann, K.** (1994). "Pesticides: benefaction or Pandora's box ? A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides," RIVM, Bilthoven, The Netherlands. 204 p.
- Louchard, X.** (1999). Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Thèse de doctorat, ENSAM, Montpellier. 263 p.
- Louchard, X., Voltz, M., Andrieux, P. et Moussa, R.** (2001). Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality*. **30**, 982-990.
- Ludwig, B., Auzet, A. V., Boiffin, J., Papy, F., King, D. et Chadoeuf, J.** (1996). Etat de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés du nord de la France. *Etudes et gestion des sols*. **3**, 53-70.
- Ma, Q. L., Wauchope, R. D., Ma, L. W., Rojas, K. W., Malone, R. W. et Ahuja, L. R.** (2004a). Test of the root zone water quality model (RZWQM) for predicting runoff of atrazine, alachlor and fenamiphos species from conventional-tillage corn mesoplots. *Pest Management Science*. **60**, 267-276.
- Ma, Q. L., Wauchope, R. D., Rojas, K. W., Ahuja, L. R., Ma, L. W. et Malone, R. W.** (2004b). The pesticide module of the root zone water quality model (RZWQM) : testing and sensitivity analysis of selected algorithms for pesticide fate and surface runoff. *Pest Management Science*. **60**, 240-252.
- Mac Fadden-Smith, W., Ker, K. et Walker, G.** (1993). Evaluation of vinetard sprayers for coverage and drift. (Ed.). American Society of Agricultural Engineers International Summer Meeting. St Joseph, MI. 20-23 June. p.
- Madrigal, I., Benoît, P., Barriuso, E., Etiévant, V., Souiller, C., Réal, B. et Dutertre, A.** (2002). Capacité de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Deuxième partie : propriétés de rétention de deux herbicides l'isoproturon et le diflufenicanil dans différents sols de bandes enherbées. *Etudes et gestion des sols*. **9**, 287-302.
- Malone, R. W., Ahuja, L. R., Ma, L. W., Wauchope, R. D., Ma, Q. L. et Rojas, K. W.** (2004). Application of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM) to pesticide fate and transport: an overview. *Pest Management Science*. **60**, 205-221.
- Margoum, C., Gouy, V., Williams, R. et Smith, J.** (2001). Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries-EAT- spécial phytosanitaires*, 55-63.
- Maurizi, B. et Verrel, J.-L.** (2002). Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries-EAT-*. **30**, 3-13.
- Maystre, L.-Y., Pictet, J. et Simos, J.** (1994). "Méthodes multicritères ELECTRE," Presses polytechniques et universitaires romanes/Ed., Lausanne. 1. 323 p.
- Miller, D. R. et Stoughton, T. E.** (2000). Response of spray drift from aerial applications at a forest edge to atmospheric stability. *Agricultural and forest meteorology*. **100**, 49-58.
- Miller, P. C. H. et Butler Ellis, M. C.** (2000). Effects of formulation on spray nozzle performance for applications from ground-based boom sprayers. *Crop protection*. **19**, 609-615.
- Mitchell, G., May, A. et McDonald, A.** (1995). PICABUE : a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *Int. J. sustain. dev. world ecol.* **2**, 104-123.
- Moore, M. T., Bennett, E. R., Cooper, C. M., Smith, S. J., Shields, F. D. J., Milam, C. D. et Farris, J. L.** (2001). Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalothrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **87**, 309-314.

- Morvan, G.** (2002). "Étude sur l'impact des pratiques viticoles sur les teneurs en matières actives phytosanitaires dans les eaux superficielles.." Chambre d'agriculture de l'Yonne, Auxerre. 42 p.
- Mousavi, S. F. et Raisian, R.** (1999). Effect of vegetation cover, slope, and rainfall intensity on runoff in some watersheds of Chaharmahal and Bakhtiary province. *Iran Agricultural Research*. **18**, 169-184.
- Munoz, J.-F.** (1992). Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires : étude d'un bassin versant viticole : l'Ardières (Beaujolais). Mis au point de méthodes analytiques de pesticides. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon. 175 p.
- Normand, B., Mouvet, C. et Coquet, Y.** (2002). Modélisation des phénomènes de transport. Description et modélisation des transferts d'eau et de solutés par voies préférentielles. In "Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement" (Recherche-Industrie, A. E. E. e. C., ed.), Vol. 1, ECRIN, Paris. 55-80 p.
- Novak, S.** (1999). Dynamique de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles : de l'étude de terrain à l'approche modélisatrice. Sciences du sol, Université Henti Poincaré, Nancy I, Nancy. 285 p.
- OCDE** (2004). Rapport du groupe d'experts de l'OCDE sur les indicateurs de risque pour le milieu aquatique liés aux pesticides. [Online] OECD. Date de consultation: 03/06/04.
- Oerke, E. C. et Dehne, H. W.** (1997). Global crop production and the efficacy of crop protection - current situation and futures trends. *European Journal of Plant Pathology*. **103**, 203-215.
- Patty, L.** (1997). Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées. Doctorat de sciences, Université Joseph Fourier - Grenoble I, Grenoble. 217 p.
- Patty, L., Real, B. et Gril, J.-J.** (1997). The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science*. **49**, 243-251.
- Pernet, C.** (2000). "Hiérarchisation du risque parcellaire vis-à-vis de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires en secteur viticole. Première phase de la démarche dans le bassin versant de Vosne-Romanée.." ENSAM. 53 p.
- Persival, D. C., Fisher, K. H. et Sullivan, J. A.** (1994). Use of fruit zone leaf removal with *Vitis vinifera* L. riesling grapevines. I. Effects on canopy structure, microclimate, bud structure, shoot density, and vine vigor. *Am. J. Enol. Vitic.* **45**, 123-132.
- Pervanchon, F. et Blouet, A.** (2002). De la durabilité de l'agriculture raisonnée. *Natures Sciences Sociétés*. **10**, 36-39.
- Pierre, D.** (1987). Utilisation agronomique des bassins versants. Problèmes méthodologiques. Exemples d'application. *Perspectives agricoles*. **115**, 171-183.
- Pimentel, D.** (1995). Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*. **8**, 17-29.
- Pinheiro, A.** (1995). Un outil d'aide à la gestion de la pollution agricole : le modèle POLA, Institut Nationale Polytechnique de Toulouse, Toulouse. 344 p.
- Real, B.** (2004). Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux. In "Un point sur ... Estimation des risques environnementaux des pesticides" (INRA, ed.), INRA, Paris. 87-103 p.
- Reboulet, J.-N.** (1999). "Les auxiliaires entomophages. Reconnaissance, méthode d'observation, intérêt agronomique," Association de Coordination Technique Agricole (ACTA), 3^e édition/Ed., Paris. 136 p.
- Reus, J., Leendertse, P., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., Van der Werf, H. M. G., Alfarroba, F., Blümel, S., Isart, J., McGrath, D. et Seppälä, T.** (1999). "Comparing environmental risk

- indicators for pesticides. Results of the European CAPER Project.." Centre for agriculture and environment, Utrecht-NL. 184 p.
- Reus, J., Leendertse, P., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., Van der Werf, H. M. G., Alfarroba, F., Blümel, S., Isart, J., McGrath, D. et Seppälä, T.** (2002). Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **90**, 177-187.
- Reynier, A.** (1989). "Manuel de viticulture," 5^e édition/Ed. Tec et Doc, Paris. 1. p. 406 p.
- Reynier, A.** (2001). "Manuel de viticulture," 8^e édition, 2^e tirage/Ed. Tec et Doc, Paris. 1. 514 p.
- Ribolzi, O., Valles, V., Gomez, L. et Voltz, M.** (2002). Speciation and origin of particulate copper in runoff water from a Mediterranean vineyard catchment. *Environmental pollution*. **117**, 261-271.
- Riley, J.** (2001). The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agriculture Ecosystems and Environment*. **87**, 119-120.
- Rohde, W. A., Asmussen, L. E., Hauser, E. W., Wauchope, R. D. et Allison, H. D.** (1980). Trifluralin Movement in Runoff from a small Agricultural Watershed. *J Environment Qual.* **9**, 37-42.
- Sanusi, A., Millet, M., Mirabel, P. et Wortham, H.** (1999). Gas-particle partitioning of pesticides in atmospheric samples. *Atmospheric Environment*. **33**, 4941-4951.
- Sanusi, A., Millet, M., Mirabel, P. et Wortham, H.** (2000). Comparison of atmospheric pesticide concentrations measured at three sampling sites : local, regional and long-rang transport. *The Science of the total environment*. **263**, 263-277.
- Sauret, N., Millet, M., Herckes, P., Mirabel, P. et Wortham, H.** (2000). Analytical method using gas chromatography and iron trap tandem mass spectrometry for the determination of S-triazines and their metabolites in the atmosphere. *Environmental pollution*. **110**, 243-252.
- Schiavon, M., C, P.-G. et Portal, J.-M.** (1995). La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*. **15**, 157-170.
- Schiavon, M. et Jacquin, F.** (1972). Contribution to the technical study of the migration of some organic compounds in soils. *Bulletin de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires*. **14**, 221-225.
- Schiavon, M. et Jacquin, F.** (1973). Studies on the migration of two triazines as influenced by precipitation. (Ed.). Symposium on Herbicides and the Soil. Institut National Polytechnique, École Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires, 30bis, rue Sainte Catherine, 54000, Nancy, France. European Weed Research Council and Comite Francais de Lutte Contre les Mauvaises Herbes. 80-90 p.
- Schultz, R. C., Colletti, J. P., Isenhardt, T. M., Simpkins, W. W., Mize, C. W. et Thompson, M. L.** (1995). Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system. *Agroforestry Systems*. **29**, 201-226.
- Schwertmann, U., Vogt, W. et Kainz, M.** (1987). "Bodenerosion durch Wasser / Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen," Egen UlmermbH & Co, Stuttgart. 1. 64 p.
- Sentenac, G.** (2000). Référentiel technique pour la production intégrée de raisins. Version définitive campagne 2000. (Ed.). Mondiaiviti. Bordeaux. 28, 29, 30 novembre 2000. ITV. 247-255 p.
- Sentenac, G., Kreiter, S., Weber, M., Ruelle, B., Rinvile, C. et Auger, P.** (1999). Effets non intentionnels de quelques produits phytomarmaceutiques. *Phytoma-La défense des végétaux*. **521**, 34-41.

- Silvert, W.** (2000). Fuzzy indices of environmental conditions. *Ecological modelling*. **130**, 111-119.
- Simon, F.** (1995). "Analyse des facteurs de risque de transferts de pesticides dans les paysages. Établissement d'une hiérarchie de ces risques. Application à des bassins versants." ENSA Rennes, Rennes. 46 p.
- Sittler, C. et Marocke, R.** (1981). Terroirs et vins d'Alsace. *Bulletin des Sciences géologiques*. **34**, 147-182.
- Sol-Conseil, G.** (1990). "Les unités de paysage et les sols du vignoble alsacien. Cartographie au 1/25000°. Tome 1-Rapport d'étude (145 p). Tome 2-Atlas cartographique (34 p). Tome 3-Annexes analytiques (170 p)." Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA)/Ed. Comité Interprofessionnel des Vin d'Alsace (CIVA), Strasbourg. 3. 149 p.
- Souiller, C., Coquet, Y., Pot, V., Benoît, P., Réal, B., Margoum, C., Laillet, B., Labat, C., Vachier, P. et Dutertre, A.** (2002). Capacité de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé : mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrimétrie. *Études et gestion des sols*. **9**, 269-285.
- Southcombe, E. S. E., Miller, P. C. H., Ganzelmeier, H., Van Der Zande, J. C., Miralles, A. et Hewitt, A. J.** (1997). The international (BCPC) spray classification system including a drift potential factor. (Ed.). Brighton crop protection conference. Brighton. 17-20 novembre. British crop protection council. 371-380 p.
- Spring, J.-L.** (1997). Choix du type d'enherbement et caractérisation de la concurrence azotée au moyen de différents indicateurs. *?*, 19-27.
- Steenhuis, T. S., Muck, R. E. et McCarty, T. R.** (1979). "Conceptualization of water nutrient and pesticides transport in shallow soils." A.S.A.E. Paper N° 79-1212. 12 p.
- Stein, A., Riley, J. et Halberg, N.** (2001). Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture Ecosystems and Environment*. **87**, 215-232.
- Thebe, B. et Pontanier, R.** (1989). Étude du ruissellement au Nord Cameroun. Transfert de la parcelle au bassin versant. *Hydrologie continentale*. **4**, 57-69.
- Thiollet, M.** (2003). "Construction des indicateurs viti-environnementaux de la méthode INDIGO." INRA, Colmar. 113 p.
- Thiollet, M., Bockstaller, C., Girardin, P. et Morvan, G.** (2002). Adaptation of a pesticide indicator to the watershed scale. (Ed.). Proceedings of the VII Congress of European Society of Agronomy (ESA). Cordoba, Spain. 15-18 July 2002. 845 pp. 585-586 p.
- Thiollet, M. et Girardin, P.** (2002). A vineyard cover crop soil indicator. (Ed.). Proceedings of XIV Internationales Kolloquium " Begrünung im Weinbau ". Geisenheim (Allemagne). 4-7 September 2002. 14 p.
- Thiollet, M. et Girardin, P.** (2003). Environmental assessment of pesticides in vineyards : I-Phy indicator. (Ed.). Groupe Français des Pesticides. Aix-en-Provence. 22-24 mai 2003. p.
- Tomlin, C. D. S.** (1997). "The pesticide manual," 11° édition/Ed. British Crop Protection Council, Londres. 1. 1606 p.
- Tomlin, C. D. S.** (2000). "The pesticide manual," 12° édition/Ed. British Crop Protection Council, Londres. 1. 1250 p.
- Tomlin, C. D. S.** (2003). "The pesticide manual," 13° édition/Ed. British Crop Protection Council, Londres. 1. 1344 p.
- Toriel, C.** (1998). "Approche par télédétection de la circulation de l'eau sur un bassin versant agricole en vue de la construction d'un indicateur de pollution agricole (application au bassin versant du Sousson dans le Gers)." LCT Cemagref-ENGREF, Montpellier. 94 pp.+ annexes p.

- Uri, N. D., Atwood, J. D. et Sanabria, J.** (1998). The environmental benefits and costs of conservation tillage. *The Science of the total environment*. **216**, 13-32.
- USDA** (2004). The Agricultural Research Service Pesticide Properties Database. [Online] USDA. Date de consultation.
- Vaillant, M., Jouany, J.-M. et Devillers, J.** (1995). A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modeling*. **1**, 57-72.
- Van Der Werf, H. M. G.** (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, ecosystems and environment*. **60**, 81-96.
- Van Der Werf, H. M. G. et Zimmer, C.** (1998). An indicator of pesticide environmental impact based on fuzzy expert system. *Chemosphere*. **36**, 2225-2249.
- Vercruysse, F. et Steurbaut, W.** (2002). POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. *Crop Protection*. **21**, 307-315.
- Vernet, C.** (1998). Les appareils de traitement respectueux de l'environnement. *Le Progrès Agricole et Viticole*. **115**, 114-117.
- Vernet, C.** (2000). Gestion de la pulvérisation en production intégrée. (Ed.). Mondiaiviti. Bordeaux. 28, 29, 30 novembre 2000. ITV. 276-279 p.
- Viaux, V., Caubel, V., Grimaldi, C., Baudry, J. et Grimaldi, M.** (2001). The influence of hedgerow systems on water and pollutant fluxes : from the local to the catchment scale. (Ed.). hedgerow of the world. UK. 281-287 p.
- Vivier, A.** (2002). "Elaboration d'une méthodologie pour la structuration et l'exploitation des données liées à l'environnement." ENGEES, Strasbourg. 99 p.
- Voltz, M., Andrieux, P., Louchard, X., Roger, L. et Luttringer, M.** (1996). Transfert du produits phytosanitaires dans un bassin versant cultivé méditerranéen : analyse expérimentale et implications pour la modélisation. CEMAGREF, L. (Ed.). HyfrOsystèmes. Groupe Français des Pesticides. Nancy. 22-23 mai 1996. 116-126 p.
- Voltz, M. et Louchart, X.** (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries*. 45-54.
- Watanabe, H. et Grismer, M. E.** (2001). Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips : micro-system modeling. *Journal of hydrology*. **247**, 183-199.
- Watanabe, H. et Grismer, M. E.** (2003). Numerical modeling of diazinon transport through inter-row vegetative filter strips. *Journal of environmental management*. **69**, 157-168.
- Weber, J. L. et Lavoux, T.** (1994). "Réflexion sur les critères de définition et de choix des indicateurs d'environnement.." IFEN, Orléans. 56 p.
- Wiederkher, J.** (1999). Piémont des vosges et distribution d'eau potable dans le bas-rhin. (Ed.). Piémont Vosgien et qualité des eaux souterraines posée par les nitrates et les produits phytosanitaires. 2 décembre 1999. 4 p.
- Williams, B. et Smith, J.** (2001). Comportement des produits phytosanitaires dans les fossés. CEMAGREF, L. (Ed.). XXIe congrès du Groupe Français des Pesticides. Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives. Lyon. 15-17 mai 2001. 181-189 p.
- Williams, R. J., White, C., Dreyman, S., Gouy, V., Garon-Boucher, C. et Souiller, C.** (1999). Fate and behaviour of pesticides in farm ditches. (Ed.). The 1999 Brighton Conference Weeds. Brighton. 675-680 p.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. et Anderson, W. P.** (1989). AGNPS : a nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of soil and water conservation*. **44**, 168-173.
- Zuzel, J. F. et Pikul, J. L. j.** (1993). Effets of straw mulch on runoff and erosion from small agricultural plots in Northeastern Oregon. *Soil Science*. **156**, 111-117.

Glossaire

Glossaire

AMPA : acide amino-méthyl-phosphonique (AminoMethylPhosphonic Acid), métabolite du glyphosate

DEA : DéEthyl-Atrazine, métabolite de l'herbicide atrazine

DIA : DésIsopropyl-Atrazine, métabolite de l'herbicide atrazine

DT50 : demi-vie d'une molécule, temps (en jours) au cours duquel 50 % de la quantité de la molécule est dégradée.

GC-ECD : Chromatographie en phase Gazeuse (Gas Chromatography) avec Detecteur à Capture d'Electrons (ECD)

GC-Masse : Chromatographie en phase Gazeuse (Gas Chromatography) avec Spectrométrie de Masse

HPLC : Chromatographie Liquide Haute Performance (Hight Phase Liquid Chromatography)

HPLC-DAD : Chromatographie Liquide Haute Performance (Hight Phase Liquid Chromatography) avec Détecteur à Barette de Diode (Diode Array Detector)

Koc : coefficient Kd ramené au carbone organique (organic carbon). Ce coefficient caractérise le comportement des molécules dans le sol et leur capacité à se fixer à la matière organique du sol

MS : Spectrométrie de Masse

Annexes

Annexes

Annexe 2-1 : un exemple de calcul selon la logique floue à partir de deux variables

- *Choix des limites de classes des variables*

Les **choix des limites des trois classes** (Favorable, Floue, Défavorable) des deux variables de notre exemple sont présentés dans le **Tableau 1**. Les limites des trois classes pour chaque variable sont définies d'après les données de la littérature.

Tableau 1 : Limites des classes Favorable, Défavorable et Floue pour les deux variables Position et DT50.

Variable	Valeur Favorable	Valeur Défavorable	Classe Floue
Position	1	0	Courbe sigmoïdale
DT50	< 1 jour	> 30 jours	Courbe sigmoïdale

Le rôle de la classe floue est de permettre un passage progressif du seuil favorable au seuil défavorable. Elle doit donc donner un degré d'appartenance de la variable à ces deux classes. Pour cela nous définissons pour chaque variable, une fonction d'appartenance pour chaque classe. Dans l'exemple suivi, nous avons choisi des fonctions sigmoïdales pour minimiser les effets de bordure entre la classe floue et les classes Favorable et Défavorable.

La **figure 1** présente un exemple de fonctions d'appartenance pour la variable DT50.

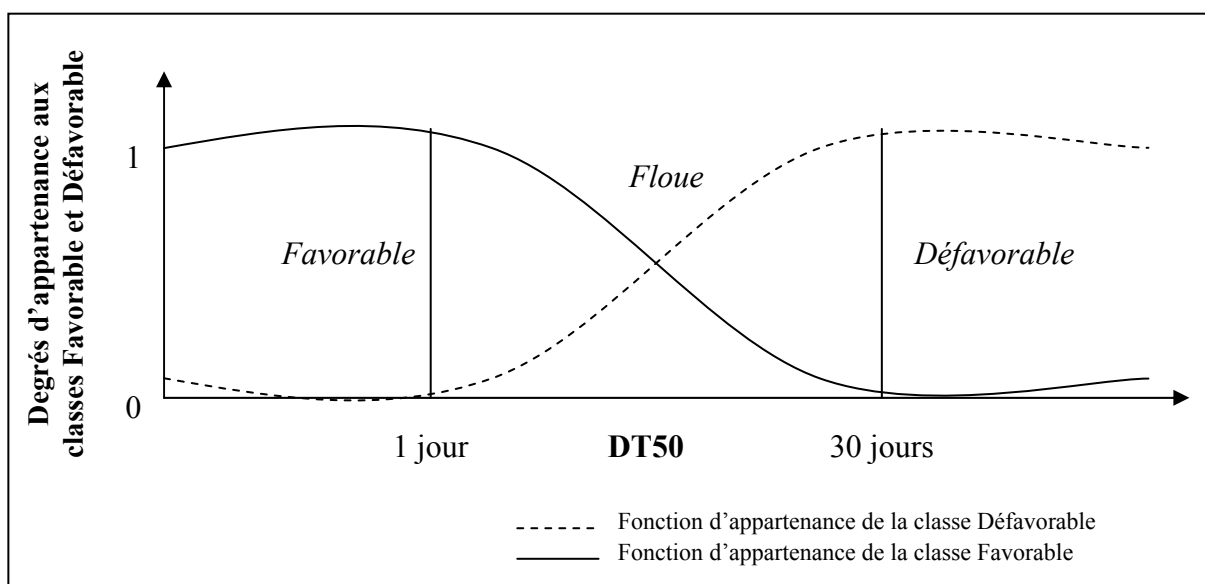


Figure 1 : Représentation graphique des fonctions d'appartenance de la variable DT50.

- *Fonctions d'appartenance des variables*

Les fonctions d'appartenance permettent de calculer le degré d'appartenance ou valeurs de vérité aux classes Favorable et Défavorable. Le **Tableau 2** illustre le système d'agrégation des prémisses en prenant l'exemple des deux variables Position et DT50.

Tableau 2 : Détermination par la logique floue du degré d'appartenance aux classes Favorable et Défavorable des variables Position et DT50 et des valeurs de vérité des règles de décision de l'arbre de décisions.

Prémisses	Prémisses		Conclusions
Si Position est Favorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,147)	Et DT50 est Favorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,506)	Alors	Conclusion 1 valeur de vérité = minimum (0,147 ; 0,506)
Si Position est Favorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,147)	Et DT50 est Défavorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,494)	Alors	Conclusion 2 valeur de vérité = minimum (0,147 ; 0,494)
Si Position est Défavorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,853)	Et DT50 est Favorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,506)	Alors	Conclusion 3 valeur de vérité = minimum (0,853 ; 0,506)
Si Position est Défavorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,853)	Et DT50 est Défavorable (degré d'appartenance à la fonction favorable : 0,494)	Alors	Conclusion 4 valeur de vérité = minimum (0,853 ; 0,494)

- *Calcul du risque pour les eaux de surface*

Le **tableau 3** présente le résumé des résultats pour la dernière étape du calcul de l'impact environnemental des deux variables de notre exemple.

Tableau 3 : Résumé des résultats des valeurs de vérité.

Position	DT50	Impact environnemental
F (0,147)	F (0,506)	9 (0,147)
F (0,147)	D (0,494)	8 (0,147)
D (0,853)	F (0,506)	8 (0,506)
D (0,853)	D (0,494)	0 (0,494)

Le calcul de l'impact environnemental est effectué à l'aide de la moyenne des conclusions du système expert pondérées par leurs valeurs de vérité :

$$\text{Impact environnemental} = \frac{(9 \times 0,147 + 8 \times 0,147 + 8 \times 0,506 + 0 \times 0,494)}{(0,147 + 0,147 + 0,506 + 0,494)} = \mathbf{5,06}$$

Nous obtenons un résultat entre 0 et 10.

Annexe 2-2 : Récapitulatif des données disponibles sur le bassin versant de Rouffach

N° exploitation	Surface en vigne (ares)	%surface en vigne	Nombre de parcelles cadastrales viticoles sur le bassin versant	Pratiques phytosanitaires récupérées en 2003
1	202,7	7,6%	8	R
2	141,45	5,3%	6	R
3	10,06	0,4%	1	
4	80,72	3,0%	7	R
5	14,15	0,5%	1	
6	33,62	1,3%	2	
7	44,1	1,6%	2	
8	50,13	1,9%	3	
9	9,13	0,3%	1	
10	20,68	0,8%	1	
11	15,38	0,6%	1	R
12	96,53	3,6%	10	R
13	58,46	2,2%	1	R
14	5,63	0,2%	1	
15	152,78	5,7%	5	R
16	56,27	2,1%	3	
17	21,06	0,8%	1	
18	9,43	0,4%	1	
19	10,36	0,4%	1	
20	1332,3	49,8%	32	R
21	42,14	1,6%	3	
22	4,77	0,2%	2	
23	15,21	0,6%	2	
24	64,46	2,4%	3	
25	32,02	1,2%	3	
26	27,9	1,0%	1	
27	31,95	1,2%	2	
28	42,7	1,6%	5	
29	9,75	0,4%	1	
29	37,65	1,4%	2	
Sommes	2673,5	100%	112	
Surface enquêtée (ares)				2080,3
Pourcentage de parcelles enquêtées				63%
Surface viticole enquêtée				78%

Annexe 2-3 : Récapitulatif des caractéristiques des parcelles viticoles du bassin versant de Rouffach dont le programme de traitements phytosanitaires 2003 est connu (PI : production intégrée ; Dchim : désherbage chimique; ENM : enherbement naturel maîtrisé ; Wsol : travail du sol ; ALC : argilo-limoneux calcaire ; ALS : argilo-limono-sableux)

N° exploitation	N° Parcelle	Conduite de la vigne	Surface (ares)	Entretien sols	Zone enherbement	Pente	Longueur de pente	Distance rivière (m)	Ecart rangs (m)	Granulométrie	Profondeur sol (cm)	% cailloux	% Calcaire	Battance	Hydromorphie
1	2	PI	55,14	ENM	I\I	1-5%	135	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	3	PI	52,85	ENM	I\I	1-5%	117,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	4	PI	18,89	ENM	I\I	1-5%	25	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	6	PI	4,28	ENM	I\2	1-5%	10	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	7	PI	33,2	ENM	I\2	1-5%	57,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	8	PI	28,22	Dchim	I\I	1-5%	70	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	9	PI	3,63	Dchim	I\I	1-5%	15	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	5	PI	6,39	ENM	I\2	1-5%	27,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
1	1	PI	4,4	ENM	I\I	1-5%	27,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	10	conventionnel	22,42	ENM	I\I	1-5%	117,5	0-2 m	1,8	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	11	conventionnel	29,59	ENM	I\I	1-5%	110	0-2 m	1,8	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	12	conventionnel	41,49	ENM	I\I	1-5%	100	0-2 m	1,8	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	13	conventionnel	25,23	ENM	I\I	1-5%	95	0-2 m	1,8	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	14	conventionnel	19,42	ENM	I\I	1-5%	95	>20 m	1,8	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	15	conventionnel	17,23	ENM	I\I	1-5%	75	0-2 m	1,8	ALC	60	0	Oui	Non	Non
2	17	conventionnel	10,32	ENM	I\I	1-5%	37,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
4	18	conventionnel	27,38	ENM	I\I	1-5%	60	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
4	19	conventionnel	13,31	ENM	I\I	1-5%	30	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
4	20	conventionnel	7,67	ENM	I\I	1-5%	17,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
4	21	conventionnel	7,65	ENM	I\2	1-5%	42,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
4	22	conventionnel	8,92	ENM	I\2	1-5%	100	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
4	23	conventionnel	5,47	ENM	I\2	1-5%	100	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
11	30	conventionnel	15,38	ENM	I\I	1-5%	132,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	31	conventionnel	3,73	Dchim	I\I	1-5%	122,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	32	conventionnel	31,05	Dchim	I\I	1-5%	120	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	33	conventionnel	6,5	Dchim	I\I	1-5%	12,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	34	conventionnel	3,34	Dchim	I\I	1-5%	10	2-10 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	35	conventionnel	1,74	Dchim	I\I	1-5%	10	2-10 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	36	conventionnel	8,82	Dchim	I\I	1-5%	95	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	37	conventionnel	8,31	Dchim	I\I	1-5%	52,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	38	conventionnel	8,21	Dchim	I\I	1-5%	50	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	39	conventionnel	16,63	Dchim	I\I	1-5%	53,75	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
12	40	conventionnel	8,2	Dchim	I\I	1-5%	52,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non

N° exploitation	N° Parcelle	Conduite de la vigne	Surface (ares)	Entretien sols	Zone enherbe ment	Pente	Longueur de pente	Distance rivière (m)	Ecart rangs (m)	Granulométrie	Profondeur sol (cm)	% cailloux	% Calcaire	Battance	Hydromorphie
13	42	PI	0	Dchim	1\1	1-5%	70	2-10 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
13	43	PI	58,46	Dchim	1\1	1-5%	45	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
13	41	PI	0	Dchim	1\1	1-5%	62,5	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
15	45	PI	7,95	Wsol	1\1	1-5%	62,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
15	46	PI	8,45	Wsol	1\1	1-5%	62,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
15	47	PI	112,27	Wsol	1\1	1-5%	97,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
15	44	PI	5,66	Wsol	1\1	1-5%	67,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
15	48	PI	8,61	Wsol	1\1	1-5%	10	>20 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
15	49	PI	15,5	Wsol	1\1	1-5%	47,5	0-2 m	1,7	ALC	60	0	Oui	Non	Non
20	91	PI	21,72	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	60	8	Oui	Non	Non
20	92	PI	13,25	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	60	8	Oui	Non	Non
20	101	PI	23,36	ENM	1\2	1-5%	1	>20 m	1,5	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	52	PI	19,39	ENM	1\2	1-5%	85	0-2 m	1,7	ALS	90	0	Oui	Non	Non
20	55	PI	10,54	ENM	1\2	1-5%	82,5	0-2 m	1,7	ALS	60	0	Oui	Non	Non
20	56	PI	11,15	ENM	1\2	1-5%	82,5	0-2 m	1,7	ALS	60	0	Oui	Non	Non
20	59	PI	48,53	ENM	1\2	1-5%	72,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	72	PI	42,00	ENM	1\2	1-5%	132,5	>20 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	63	PI	4,53	ENM	1\2	1-5%	60	>20 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	64	PI	22,93	ENM	1\2	1-5%	60	>20 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	79	PI	11,01	ENM	1\2	1-5%	50	>20 m	1,7	ALS	60	15	Oui	Non	Non
20	85	PI	32,29	ENM	1\2	1-5%	82,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	86	PI	33,42	ENM	1\2	1-5%	82,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	87	PI	35,83	ENM	1\2	1-5%	90	0-2 m	1,7	ALS	120	3	Oui	Non	Non
20	88	PI	59,54	ENM	1\2	1-5%	102,5	0-2 m	2	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	89	PI	20,75	ENM	1\2	1-5%	102,5	0-2 m	2	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	90	PI	45,00	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	93	PI	32,00	ENM	1\2	1-5%	70	0-2 m	1,7	ALS	120	2	Oui	Non	Non
20	94	PI	18,00	ENM	1\2	1-5%	70	0-2 m	1,7	ALS	120	2	Oui	Non	Non
20	95	PI	28,00	ENM	1\2	1-5%	70	0-2 m	1,7	ALS	120	2	Oui	Non	Non
20	96	PI	39,40	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	90	5	Oui	Non	Non
20	97	PI	30,60	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	90	5	Oui	Non	Non
20	98	PI	70,00	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	99	PI	70,00	ENM	1\2	1-5%	70	>20 m	1,7	ALS	90	5	Oui	Non	Non
20	100	PI	40,00	ENM	1\2	<1%	22,5	>20 m	2	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	53	PI	25,90	ENM	1\2	1-5%	85	0-2 m	1,7	ALS	90	0	Oui	Non	Non
20	54	PI	30,00	Dchim	rien	1-5%	82,5	0-2 m	1,7	ALS	90	0	Oui	Non	Non
20	57	PI	37,50	ENM	1\2	1-5%	82,5	0-2 m	1,7	ALS	60	7	Oui	Non	Non
20	58	PI	27,06	ENM	1\2	1-5%	80	0-2 m	2	ALS	60	0	Oui	Non	Non
20	69	PI	16,00	ENM	1\2	1-5%	107,5	0-2 m	1,7	ALS	120	2	Oui	Non	Non

N° exploitation	N° Parcelle	Conduite de la vigne	Surface (ares)	Entretien sols	Zone enherbement	Pente	Longueur de pente	Distance rivière (m)	Ecart rangs (m)	Granulométrie	Profondeur sol (cm)	% cailloux	% Calcaire	Battance	Hydromorphie
20	66	PI	15,00	ENM	1\2	1-5%	110	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	67	PI	15,00	ENM	1\2	1-5%	110	0-2 m	1,7	ALS	120	2	Oui	Non	Non
20	68	PI	20,00	ENM	1\2	1-5%	110	0-2 m	1,7	ALS	120	2	Oui	Non	Non
20	65	PI	33,00	ENM	1\2	1-5%	112,5	0-2 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	70	PI	19,37	ENM	1\2	1-5%	127,5	0-2 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	71	PI	19,37	ENM	1\2	1-5%	127,5	0-2 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	73	PI	9,50	ENM	1\2	1-5%	135	0-2 m	2	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	74	PI	16,34	ENM	1\2	1-5%	135	0-2 m	2	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	75	PI	3,68	ENM	1\2	1-5%	37,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	76	PI	3,32	ENM	1\2	1-5%	37,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	77	PI	9,29	ENM	1\2	1-5%	37,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	78	PI	11,71	ENM	1\2	1-5%	37,5	0-2 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	60	PI	35,60	ENM	1\2	<1%	52,5	0-2 m	1,5	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	61	PI	8,02	ENM	1\2	1-5%	60	0-2 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	62	PI	12,47	ENM	1\2	1-5%	60	0-2 m	1,7	ALS	120	5	Oui	Non	Non
20	80	PI	25,40	ENM	1\2	1-5%	50	>20 m	1,7	ALS	60	0	Oui	Non	Non
20	81	PI	23,10	ENM	1\2	<1%	42,5	>20 m	1,7	ALS	90	0	Oui	Non	Non
20	82	PI	49,60	ENM	1\2	5-15%	102,5	>20 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	83	PI	38,59	ENM	1\2	5-15%	100	>20 m	1,7	ALS	120	0	Oui	Non	Non
20	84	PI	54,00	ENM	1\2	5-15%	105	>20 m	2	ALS	120	3	Oui	Non	Non

ENM	82%
Dchim	10%
Wsol	7%

Annexe 2-4 : Récapitulatif des programmes de traitements appliqués sur les parcelles de 7 exploitations du bassin versant de Rouffach en 2003

Exploitation 1

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	16/05/2003	Kumulus	10
toutes	16/05/2003	Polyram DF	2
toutes	30/05/2003	Cabrio Star	2,5
toutes	16/06/2003	Cabrio Star	2,5
toutes	02/07/2003	Topaze	0,25
toutes	02/07/2003	Aviso cup	2,5
toutes	23/07/2003	Kumulus	5
toutes	23/07/2003	Bouillie Bordelaise	5

Exploitation 2

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
sous rang	28/04/03	Pledge	0,6
sous rang	28/04/03	Roundup bioforce	2,16
toutes	09/05/03	Sygan LS	2,5
toutes	09/05/03	Microthiol SP disp	10
toutes	23/05/03	Sygan LS	2,5
toutes	23/05/03	Microthiol SP disp	10
toutes	10/06/03	Sillage	4
toutes	27/06/03	Quadris Quo	1
toutes	27/06/03	Lufox	1
toutes	27/06/03	Scala	2,5
toutes	22/07/03	Bouillie Bordelaise	12
toutes	22/07/03	Microthiol SP disp	10

Exploitation 4

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
sous le rang	10/04/03	Weedazol TL	12
sous le rang	10/04/03	Surflan	8
sur tâches	12/08/03	Roundup expert	6
toutes	02/06/03	Cascade	0,4
toutes	30/06/03	Larvin	1
toutes	16/06/03	Sygan LS	2,5
toutes	30/06/03	Equation Pro	0,4
toutes	12/08/03	Syphal LS	2,5
toutes	12/08/03	Copral	6
toutes	15/07/03	Ronilan DF	1,5
toutes	16/06/03	Olympe 10 EW	0,3
toutes	12/08/03	Olympe 10 EW	0,3
toutes	30/06/03	Thiovit	1,25
toutes	12/08/03	Thiovit	1,25

Exploitation 11

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	21/05/2003	Microthiol SP disp	10
toutes	21/05/2003	Phaltocuire BX	3
toutes	04/06/2003	Microthiol SP disp	10
toutes	04/06/2003	Phaltocuire BX	3
toutes	19/06/2003	Microthiol SP disp	10
toutes	19/06/2003	Acryptane UD	2,5
toutes	03/07/2003	Microthiol SP disp	8
toutes	03/07/2003	Phaltocuire BX	3
toutes	23/07/2003	Larvin	1
toutes	23/07/2003	Microthiol SP disp	6
toutes	23/07/2003	Bouillie Bordelaise	6

Exploitation 12

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	23/05/2003	Thiovit	12
toutes	23/05/2003	Antéor Avantage	1,5
toutes	23/05/2003	Cascade	0,45
toutes	10/06/2003	Sabithane	0,3
toutes	10/06/2003	Panthéos	2
toutes	10/06/2003	Scala	2,5
toutes	10/06/2003	Suprathion	2
toutes	26/06/2003	Antéor CLV 3	2,5
toutes	26/06/2003	Lufox	1
toutes	26/06/2003	Corail	0,4
toutes	21/07/2003	Antéor CLV 3	2,5
toutes	21/07/2003	Thiovit	6
toutes	21/07/2003	Larvin	1
toutes	21/07/2003	Sumisclex	1,5
toutes	21/07/2003	Vignarbol MB	6

Exploitation 13

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	19/05/03	Cascade	0,4
toutes	07/07/03	Lufox	1
toutes	15/02/03	Roundup bioforce	6
toutes	19/05/03	Basta F1	5
toutes	19/05/03	Rémiltine F pépité	2
toutes	19/05/03	Microthiol SP disp	10
toutes	02/06/03	Rémiltine F pépité	2
toutes	02/06/03	Microthiol SP disp	10
toutes	16/06/03	Rémiltine F pépité	2
toutes	16/06/03	Greman	0,4
toutes	16/06/03	Microthiol SP disp	5
toutes	07/07/03	Antéor CLV 3	2,5
toutes	07/07/03	Greman	0,4
toutes	07/07/03	Microthiol SP disp	5
toutes	22/07/03	B.B. Rsr	8
toutes	22/07/03	Microthiol SP disp	8
toutes	06/08/03	B.B. Rsr	8
toutes	06/08/03	Microthiol SP disp	6

Exploitations 15

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	22/05/2003	Cascade	3
toutes	03/07/2003	Cascade	0,4
sous les rangs	10/04/2003	Weedazol TL	6
toutes	22/05/2003	Aviso Cup	2,5
toutes	05/06/2003	Antéor Avantage	1,5
toutes	19/06/2003	Fastime	2
toutes	03/07/2003	Antéor CLV 3	2,5
toutes	16/07/2003	Sarman MC	5

Exploitation 20

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	15/05/03	Kumulus	9
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	15/05/03	Tairel F	2,5
toutes sauf 32 33 34 35	28/04/03	Confusion sexuelle	500
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	04/06/03	Sillage	0,33
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	04/06/03	Stroby DF	pack
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	25/06/03	Sillage	0,33
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	25/06/03	Stroby DF	pack
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	17/07/03	Kumulus	6
toutes sauf 7a 7b 13b 18 30 31	17/07/03	Aviso Cup	2,5
sur cavallons et rangs étroits	14/04/03	Bi Pass	10
sur tâches	01/08/03	Bi Pass	10

Annexe 2-5 : Récapitulatif des données disponibles quant au bassin versant de Valvan

Propriétaire ou exploitant	Surface en vigne [ares]	%surface en vigne	Nombre de parcelles cadastrales viticoles sur le bassin versant	Pratiques phytosanitaires récupérées en 2000
1	137,178	0,7%	8	R
2	304,011	1,5%	12	
3	82,746	0,4%	5	
4	42,903	0,2%	2	R
5	94,635	0,5%	5	
6	233,19	1,1%	9	R
7	208,89	1,0%	13	R
8	444,051	2,1%	19	R
9	163,134	0,8%	5	R
10	406,701	2,0%	23	R
11	73,665	0,4%	5	R
12	23,355	0,1%	1	R
13	644,9539952	3,1%	40	R
14	401,895	1,9%	20	R
15	1074,609	5,2%	54	
16	99,378	0,5%	3	R
17	58,266	0,3%	2	R
18	441,207	2,1%	22	
19	74,88	0,4%	3	R
20	199,395	1,0%	8	R
21	459,567	2,2%	25	R
22	446,661	2,2%	22	
23	38,898	0,2%	1	R
24	649,413	3,1%	35	R
25	228,699	1,1%	12	R
26	107,757	0,5%	2	R
27	50,13	0,2%	2	R
28	35,199	0,2%	3	R
29	300,537	1,5%	15	
30	145,161	0,7%	6	R
31	292,905	1,4%	13	R
32	25,128	0,1%	2	R
33	725,769	3,5%	38	R
34	88,254	0,4%	6	
35	270,522	1,3%	10	R
36	270,306	1,3%	8	R
37	111,582	0,5%	2	R
38	184,608	0,9%	7	R
39	261,261	1,3%	5	R
40	341,82	1,6%	14	R
41	93,483	0,5%	5	R
42	542,529	2,6%	13	R
43	987,3400952	4,8%	20	R
44	10,476	0,1%	1	R
45	162,756	0,8%	18	R
46	1249,614	6,0%	38	
47	74,025	0,4%	8	
48	956,88	4,6%	17	R
49	318,636	1,5%	10	R
50	466,1079752	2,2%	21	R
51	232,236	1,1%	9	

Propriétaire ou exploitant	Surface en vigne [ares]	%surface en vigne	Nombre de parcelles cadastrales viticoles sur le bassin versant	Pratiques phytosanitaires récupérées en 2000
52	67,68	0,3%	2	
53	42,615	0,2%	3	
54	119,502	0,6%	9	
55	80,307	0,4%	5	
56	451,476	2,2%	29	R
57	35,865	0,2%	1	R
58	107,136	0,5%	8	R
59	183,51	0,9%	10	
60	1422,132345	6,9%	26	
61	427,455	2,1%	25	R
62	43,614	0,2%	2	R
63	66,456	0,3%	2	
64	228,15	1,1%	9	R
65	26,847	0,1%	1	R
66	32,08	0,2%	3	R
67	294,192	1,4%	15	R
68	694,512	3,4%	28	R
69	1061,065172	5,1%	25	R
Sommes	20721,9	100%	850	
Surface enquêtée (ares)				14351,2
Pourcentage de parcelles enquêtées				70%
Surface viticole enquêtée				69%

Annexe 2-6 : Récapitulatif des caractéristiques de quelques parcelles viticoles représentatives du bassin versant de Valvan (PI : production intégrée ; Dchim : désherbage chimique; ENM : enherbement naturel maîtrisé ; ALS : argilo-limolo-sableux)

N° Parcelle	Nom parcelle	Conduite de la vigne	Surface (ares)	Entretien sols	zone enherbement	Pente	Longueur de pente	distance rivière (m)	écart rangs (m)	Granulométrie	Profondeur sol (cm)	% cailloux	% Calcaire	Sol	battance	hydromorphie
1	Valvan	conventionnel	21,04	Dchim	rien	5-15%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
2	Minots	conventionnel	30,42	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
3	Sechet	conventionnel	25,25	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
4	Ronciere	conventionnel	47,37	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
5	autre	conventionnel	13,25	Dchim	rien	5-15%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
6	autre	conventionnel	11,32	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
7	autre	conventionnel	2,12	Dchim	rien	5-15%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
8	autre	conventionnel	1,65	Dchim	rien	5-15%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
9	autre	conventionnel	10,87	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
10	autre	conventionnel	19	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
11	autre	conventionnel	11,12	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
12	autre	conventionnel	12,62	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
13	autre	conventionnel	44,32	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
14	autre	conventionnel	19,67	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
15	autre	conventionnel	23,78	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
16	autre	conventionnel	43,92	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
17	autre	conventionnel	62,3	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
18	autre	conventionnel	40,3	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
19	autre	conventionnel	35,15	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
20	autre	conventionnel	14,74	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
21	autre	conventionnel	19,25	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
22	autre	conventionnel	19,58	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
23	autre	conventionnel	20,89	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
24	autre	conventionnel	16,94	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
25	autre	conventionnel	15,28	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
26	autre	conventionnel	6,77	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
27	autre	conventionnel	40,9	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
28	autre	conventionnel	38,42	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
29	autre	conventionnel	22,24	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
30	autre	conventionnel	14,49	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
31	autre	conventionnel	6,26	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
32	autre	conventionnel	23,74	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
33	autre	conventionnel	16,04	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
34	autre	conventionnel	26,22	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
35	autre	conventionnel	12,85	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
36	autre	conventionnel	41,15	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
37	autre	conventionnel	71,9	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
38	autre	conventionnel	36,35	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
39	autre	conventionnel	19,1	Dchim	rien	1-5%		>20 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX
40	autre	conventionnel	4,15	Dchim	rien	1-5%		0-2 m	1	AC	30	5	VRAI	33	FAUX	FAUX

Annexe 2-7 : Exemples de programmes de traitements appliqués sur les parcelles de 4 exploitations du bassin versant de Valvan en 2000

Exploitations n° 3

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	09/05/2000	Gemm	1
toutes	09/05/2000	Rémiltine F pépité	2
toutes	09/05/2000	Thiovit	12,5
toutes	18/05/2000	Panthéos	2
toutes	18/05/2000	Héliosoufre S	7,5
toutes	20/05/2000	Caltan LM	2,5
toutes	29/05/2000	Stroby DF	0,2
toutes	30/05/2000	Cascade	0,4
toutes	09/06/2000	Caltan LM	2,5
toutes	09/06/2000	Stroby DF	0,2
toutes	18/06/2000	Panthéos	2
toutes	19/06/2000	Légend	0,2
toutes	28/06/2000	Panthéos	2
toutes	28/06/2000	Legend	0,2
toutes	28/06/2000	Lufox	1
toutes	06/07/2000	Quadris	1
toutes	17/07/2000	Quadris	1
toutes	17/07/2000	Cascade	0,4
toutes	18/07/2000	Fluidosoufre	35
toutes	27/07/2000	Rémiltine Cu pépité	3
toutes	27/07/2000	Héliosoufre S	7,5
toutes	09/08/2000	Rémiltine Cu pépité	3
toutes	09/08/2000	Olymp 10 EW	0,3

Exploitations n° 13

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	07/03/2000	Pyralesca RS	5
toutes	05/04/2000	Carazol	10
toutes	05/04/2000	Mission	0,2
toutes	05/05/2000	Acryptane 500	2,5
toutes	05/05/2000	Microthiol SP Disp	15
toutes	10/05/2000	Fanion GD	2,5
toutes	10/05/2000	Microthiol SP Disp	15
toutes	20/05/2000	Valiant flash	3
toutes	20/05/2000	Lannate 20L	2
toutes	20/05/2000	Stroby DF	0,2
toutes	02/06/2000	Valiant flash	3
toutes	02/06/2000	Olymp 10 EW	0,3
toutes	13/06/2000	Valiant flash	3
toutes	14/06/2000	Elios	0,2
toutes	15/06/2000	Geoxe	1
toutes	15/06/2000	Lannate 20L	2
toutes	26/06/2000	Equation Pro	0,4
toutes	26/06/2000	Torant CL	0,5
toutes	26/06/2000	Olymp 10 EW	0,3
toutes	06/07/2000	Equation Pro	0,4
toutes	06/07/2000	Olymp 10 EW	0,3
toutes	06/07/2000	Lannate 20L	2
toutes	18/07/2000	Equation Pro	0,4
toutes	18/07/2000	Sabithane	0,3
toutes	01/08/2000	Equation Pro	0,4
toutes	01/08/2000	Elios	0,2
toutes	11/08/2000	Scala	2,5
toutes	11/08/2000	Lannate 20L	2

Exploitations n° 43

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	06/04/2000	Carazol	15
toutes	06/04/2000	Surflan	6
toutes	09/05/2000	Antéor avantage	1,5
toutes	09/05/2000	Microthiol SP Disp	10
toutes	20/05/2000	Quadris	1
toutes	03/06/2000	Valiant flash	3
toutes	03/06/2000	Systhane 12 E	0,24
toutes	16/06/2000	Quadris	1
toutes	26/06/2000	Teldor	1,5
toutes	26/06/2000	Oreste	1,5
toutes	01/07/2000	Valiant flash	3
toutes	01/07/2000	Systhane 12 E	0,24
toutes	17/07/2000	Equation Pro	0,4
toutes	17/07/2000	Stroby DF	0,15
toutes	17/07/2000	Cascade	0,6
toutes	20/07/2000	Scala	2,5
toutes	01/08/2000	Antéor CL V3	2,5
toutes	01/08/2000	Microthiol SP Disp	6
toutes	01/08/2000	Karathane LC	0,3

Exploitations n° 69

Parcelles traitées	Dates de réalisation	Produits commerciaux	Doses (/ha)
toutes	toutes	Carazol	10
toutes	toutes	Mission	0,18
toutes	toutes	Néoron	2
toutes	toutes	Sirdate S	2,5
toutes	toutes	Sabithane	0,3
toutes	toutes	Sirdate S	2,5
toutes	toutes	Sabithane	0,3
toutes	toutes	Lannate 20L	2
toutes	toutes	Valiant flash	3
toutes	toutes	Stroby DF	0,2
toutes	toutes	Valiant flash	3
toutes	toutes	Stroby DF	0,2
toutes	toutes	Geoxe	1
toutes	toutes	Prosper	0,3
toutes	toutes	Equation Pro	0,4
toutes	toutes	Stroby DF	0,2
toutes	toutes	Daskor	1,25
toutes	toutes	Equation Pro	0,4
toutes	toutes	Stroby DF	0,2
toutes	toutes	Torant CL	0,5
toutes	toutes	Equation Pro	0,4
toutes	toutes	Elios	0,25
toutes	toutes	Equation Pro	0,4
toutes	toutes	Elios	0,25
toutes	toutes	Teldor	1,5

Annexe 2-8 : Substances actives retrouvées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach en 2003.

En µg/L	Azoxystrobine	Carbendazim	Cymoxanil	Dimétomorphe	Diuron	Gluphosinate
26/05/03	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	<0,02	<0,1
N°1 4/6/03	<0,05	0,05	<0,05	0,22	4,7	<0,1
N°2 4/6/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,31	5,5	<0,1
N°3 4/6/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,59	5,4	<0,1
N°4 4/6/03	0,09	0,06	<0,05	2,1	5,7	<0,1
N°5 4/6/03	0,08	0,05	<0,05	2,8	4,3	<0,1
N°6 4/6/03	0,07	<0,05	<0,05	2,2	4	<0,1
N°7 4/6/03	0,17	0,07	<0,05	2	4,8	<0,1
N°8 4/6/03	0,22	0,07	<0,05	1,4	4,3	<0,1
N°9 4/6/03	0,12	<0,05	<0,05	1,6	5,7	<0,1
N°10 4/6/03	0,08	<0,05	<0,05	1,8	5,9	<0,1
N°11 4/6/03	0,07	<0,05	<0,05	2,4	8	<0,1
N°12 4/6/03	0,08	<0,05	<0,05	2,6	10	<0,1
N°13 4/6/03	0,06	<0,05	<0,05	3,9	10	<0,1
N°14 4/6/03	0,07	<0,05	<0,05	3,2	11	<0,1
N°15 4/6/03	0,06	<0,05	<0,05	3,2	9,6	<0,1
N°16 4/6/03	0,05	<0,05	0,12	3,7	7,9	<0,1
N°17 4/6/03	0,05	<0,05	0,18	3,4	8,9	<0,1
N°18 4/6/03	0,05	<0,05	0,22	3,4	7,5	<0,1
N°19 4/6/03	0,05	<0,05	0,26	3,2	7,3	<0,1
N°1 7/7/03	<0,05	0,19	<0,05	0,19	0,27	<0,1
N°2 7/7/03	0,12	0,07	0,05	2,6	0,8	<0,1
N°1 21/7/03	0,07	0,05	<0,05	0,27	0,32	<0,1
N°2 21/7/03	0,25	<0,05	<0,05	2	0,32	<0,1
N°3 21/7/03	1,4	<0,05	<0,05	2,9	0,44	<0,1
N°4 21/7/03	2,2	<0,05	<0,05	2,9	0,56	<0,1
N°5 21/7/03	1,5	<0,05	<0,05	2,8	0,96	<0,1
N°6 21/7/03	0,5	<0,05	<0,05	2,5	1,2	<0,1
N°7 21/7/03	0,42	<0,05	<0,05	2,5	1,5	<0,1
N°8 21/7/03	0,45	<0,05	<0,05	2,4	1,6	<0,1
N°9 21/7/03	0,25	<0,05	<0,05	2,4	1,7	<0,1
N°10 21/7/03	0,19	<0,05	<0,05	2	1,3	<0,1
N°11 21/7/03	0,18	<0,05	<0,05	2,1	1,3	<0,1
N°12 21/7/03	0,14	<0,05	0,06	2	1,8	<0,1
N°13 21/7/03	0,12	<0,05	0,07	2,1	1,5	<0,1
N°14 21/7/03	0,11	<0,05	0,07	2,4	2,3	<0,1
N°15 21/7/03	0,1	<0,05	0,05	2,8	1,8	<0,1
N°16 21/7/03	0,15	<0,05	0,08	3,5	1,5	<0,1
N°17 21/7/03	0,24	<0,05	0,08	4,3	2	<0,1
N°18 21/7/03	0,13	<0,05	0,08	4,4	2,2	<0,1
N°19 21/7/03	0,33	<0,05	0,1	4,4	2,1	<0,1
N°1 27/7/03	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1,6	<0,1
N°1 18/8/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,17	0,34	<0,1
N°1 1/9/03	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,26	<0,1
N°2 1/9/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,19	0,23	<0,1
N°3 1/9/03	0,05	<0,05	<0,05	0,19	0,37	<0,1
N°4 1/9/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,18	0,25	<0,1
N°5 1/9/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,2	0,27	<0,1
N°6 1/9/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,28	0,37	<0,1
N°7 1/9/03	<0,05	<0,05	<0,05	0,34	0,33	<0,1

En µg/L	Glyphosate	AMPA	Isoxaben	Kresoxim-méthyl	Norflurazon	Oryzalin
26/05/03	0,9	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
N°1 4/6/03	3,4	2	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
N°2 4/6/03	3,1	2,3	<0,1	<0,1	0,11	<0,1
N°3 4/6/03	1,6	2,2	0,11	<0,1	0,14	0,2
N°4 4/6/03	2,9	2,8	0,28	<0,1	0,12	0,36
N°5 4/6/03	6,7	3,9	0,28	<0,1	0,13	0,35
N°6 4/6/03	8,5	4,8	0,22	<0,1	0,15	0,33
N°7 4/6/03	8,7	4,8	0,17	<0,1	0,15	0,38
N°8 4/6/03	9,9	4,4	0,14	<0,1	0,23	0,48
N°9 4/6/03	8,7	4,5	0,14	<0,1	0,34	0,85
N°10 4/6/03	8,4	4,8	0,12	<0,1	0,46	0,94
N°11 4/6/03	7,9	4,8	0,12	<0,1	0,54	1,1
N°12 4/6/03	8,2	3,7	0,11	<0,1	0,63	1,2
N°13 4/6/03	9,6	4,3	0,1	<0,1	0,56	1,1
N°14 4/6/03	8	3,6	<0,1	<0,1	0,64	1,1
N°15 4/6/03	4,9	3,1	<0,1	<0,1	0,64	0,94
N°16 4/6/03	5,5	3,2	<0,1	<0,1	1,6	2,6
N°17 4/6/03	4,4	3	<0,1	<0,1	1,4	2,3
N°18 4/6/03	4,9	2,5	<0,1	<0,1	1,4	1,9
N°19 4/6/03	5,6	2,6	<0,1	<0,1	1,4	1,7
N°1 7/7/03	0,2	0,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°2 7/7/03	4,8	3,7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°1 21/7/03	5	3,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°2 21/7/03	22	9,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°3 21/7/03	47	18	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°4 21/7/03	65	23	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
N°5 21/7/03	83	23	<0,1	<0,1	0,1	0,15
N°6 21/7/03	72	20	<0,1	<0,1	0,11	0,18
N°7 21/7/03	59	16	<0,1	<0,1	0,16	0,19
N°8 21/7/03	44	8,9	<0,1	<0,1	0,58	0,17
N°9 21/7/03	32	11	<0,1	<0,1	0,78	0,17
N°10 21/7/03	22	6,5	<0,1	<0,1	0,82	0,1
N°11 21/7/03	17	6,6	<0,1	<0,1	0,82	<0,1
N°12 21/7/03	16	6,7	<0,1	<0,1	0,28	<0,1
N°13 21/7/03	15	6,3	<0,1	<0,1	0,27	<0,1
N°14 21/7/03	17	6,3	<0,1	<0,1	0,25	<0,1
N°15 21/7/03	18	4,8	<0,1	<0,1	0,22	<0,1
N°16 21/7/03	18	5,3	<0,1	<0,1	0,22	<0,1
N°17 21/7/03	23	5	<0,1	<0,1	0,29	<0,1
N°18 21/7/03	23	5,7	<0,1	<0,1	0,29	<0,1
N°19 21/7/03	31	5,8	<0,1	<0,1	0,34	<0,1
N°1 27/7/03	38	11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°1 18/8/03	14	6,5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°1 1/9/03	14	7,7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°2 1/9/03	6,9	14	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°3 1/9/03	5,4	13	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°4 1/9/03	17	10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°5 1/9/03	9,1	6,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°6 1/9/03	8,7	6,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
N°7 1/9/03	7,8	3,8	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

En µg/L	Penconazole	Pyriméthanil	Simazine	Terbutylazine	Tétraconazole	Thiodicarbe
26/05/03	<0,05	<0,1	<0,02	0,02	<0,05	<0,05
N°1 4/6/03	0,21	<0,1	0,4	2,7	<0,05	<0,05
N°2 4/6/03	0,22	<0,1	0,72	3,3	<0,05	<0,05
N°3 4/6/03	0,08	<0,1	0,45	3,2	<0,05	<0,05
N°4 4/6/03	<0,05	0,1	0,7	3,3	<0,05	<0,05
N°5 4/6/03	<0,05	0,11	0,63	2,4	<0,05	<0,05
N°6 4/6/03	<0,05	0,11	0,55	2,3	<0,05	<0,05
N°7 4/6/03	<0,05	0,15	0,59	2	<0,05	<0,05
N°8 4/6/03	<0,05	0,01	0,83	2,4	<0,05	<0,05
N°9 4/6/03	<0,05	0,13	1,3	2,7	<0,05	<0,05
N°10 4/6/03	<0,05	<0,1	1,9	3,7	<0,05	<0,05
N°11 4/6/03	<0,05	0,12	2,1	4,2	<0,05	<0,05
N°12 4/6/03	<0,05	0,14	2,3	4,8	<0,05	<0,05
N°13 4/6/03	<0,05	0,11	2,3	5,1	<0,05	<0,05
N°14 4/6/03	<0,05	0,12	2,5	5,5	<0,05	<0,05
N°15 4/6/03	<0,05	<0,1	2,1	5,6	<0,05	<0,05
N°16 4/6/03	<0,05	<0,1	2,6	5,2	<0,05	<0,05
N°17 4/6/03	<0,05	<0,1	2,7	5	<0,05	<0,05
N°18 4/6/03	<0,05	<0,1	2,3	4,7	<0,05	<0,05
N°19 4/6/03	<0,05	<0,1	2,2	4,4	<0,05	<0,05
N°1 7/7/03	<0,05	<0,1	0,19	0,18	<0,05	<0,05
N°2 7/7/03	<0,05	0,16	0,15	0,37	0,06	<0,05
N°1 21/7/03	<0,05	0,19	0,1	0,16	0,05	<0,05
N°2 21/7/03	<0,05	1,3	0,1	0,2	0,09	<0,05
N°3 21/7/03	<0,05	2,7	0,11	0,18	0,08	<0,05
N°4 21/7/03	<0,05	3,9	0,15	0,23	0,08	<0,05
N°5 21/7/03	<0,05	4,1	0,36	0,29	0,08	<0,05
N°6 21/7/03	<0,05	3,5	0,46	0,37	0,07	<0,05
N°7 21/7/03	<0,05	3,2	0,5	0,48	0,09	<0,05
N°8 21/7/03	<0,05	3,3	0,54	0,84	0,1	<0,05
N°9 21/7/03	<0,05	2,8	0,56	1	0,09	<0,05
N°10 21/7/03	<0,05	2,2	0,54	0,98	0,09	<0,05
N°11 21/7/03	<0,05	2,1	0,42	0,9	0,11	<0,05
N°12 21/7/03	<0,05	2,1	0,26	0,44	0,1	<0,05
N°13 21/7/03	<0,05	2,9	0,23	0,42	0,11	<0,05
N°14 21/7/03	<0,05	3,2	0,22	0,42	0,1	<0,05
N°15 21/7/03	<0,05	3,2	0,21	0,37	0,09	<0,05
N°16 21/7/03	<0,05	3	0,22	0,4	0,08	<0,05
N°17 21/7/03	<0,05	2,9	0,24	0,47	0,09	<0,05
N°18 21/7/03	<0,05	2,3	0,17	0,68	0,08	<0,05
N°19 21/7/03	<0,05	3,2	0,28	0,76	0,09	<0,05
N°1 27/7/03	<0,05	1,5	0,32	1,1	<0,05	<0,05
N°1 18/8/03	<0,05	0,09	0,07	0,1	0,04	<0,05
N°1 1/9/03	<0,05	<0,1	0,09	0,12	<0,05	<0,05
N°2 1/9/03	<0,05	0,13	0,09	0,14	<0,05	<0,05
N°3 1/9/03	<0,05	0,19	0,09	0,13	<0,05	<0,05
N°4 1/9/03	<0,05	0,15	0,06	0,13	<0,05	<0,05
N°5 1/9/03	<0,05	0,14	0,05	0,12	<0,05	<0,05
N°6 1/9/03	<0,05	0,11	0,07	0,14	<0,05	<0,05
N°7 1/9/03	<0,05	0,13	0,05	0,13	<0,05	<0,05