



HAL
open science

Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant

Julie Wohlfahrt

► **To cite this version:**

Julie Wohlfahrt. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. Sciences agricoles. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2008. Français. NNT : 2008INPL101N . tel-01753055

HAL Id: tel-01753055

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01753055v1>

Submitted on 29 Mar 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Institut National Polytechnique de Lorraine

Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires

Ecole Doctorale : Ressources, Procédés, Produits et Environnement

UMR Nancy-Université - INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar

Thèse de doctorat

Spécialité : Sciences Agronomiques

Développement d'un indicateur
d'exposition des eaux de surface
aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant

Par

Julie WOHLFAHRT

Soutenance le 9 décembre 2008 devant le jury composé de :

Chantal GASCUEL	Directrice de Recherche, INRA	Rapporteur
Roger MOUSSA	Directeur de Recherche, INRA	Rapporteur
Nadia CARLUER	Ingénieur chercheur, Cemagref	Examineur
Jean-François MARI	Professeur, Université Nancy 2	Examineur
Sylvain PLANTUREUX	Professeur, INPL	Examineur
Philippe GIRARDIN	Directeur de Recherche, INRA	Directeur de thèse

à ma mère

Remerciement

Je tiens tout d'abord à remercier également Christian Bockstaller, animateur de l'équipe Agriculture Durable de l'INRA de Colmar, pour son encadrement au quotidien et son positivisme et Philippe Girardin, mon directeur de thèse, qui m'a soutenu et orienté quand il le fallait. Je les remercie tous les deux pour la liberté de travail, la confiance qu'ils m'ont accordé et pour l'estime qu'ils ont portée à mes jugements.

Merci aux financeurs de cette étude La Région Alsace et le département Environnement Agronomie de l'INRA.

Je remercie les membres de mon comité de pilotage de thèse, Florence Le Ber, Véronique Gouy et Caroline Grégoire pour leurs recommandations qui m'ont permis de mener à bien ce travail.

Je remercie spécialement François Colin pour le temps qu'il m'a consacré sans compter, son écoute et ses bons conseils. Merci à tous les membres de l'UMR LISAH que j'ai pu croiser lors de mes petits séjours à Montpellier, pour leur accueil chaleureux et leur disponibilité.

Je remercie les membres de mon jury de thèse d'avoir bien voulu évaluer mon travail. Merci aux rapporteurs Chantal Gascuel et Roger Moussa et aux examinateurs Nadia Carlier, Jean-François Mari et Sylvain Plantureux.

L'équipe agriculture durable de Colmar m'a accueilli et intégré dès mon stage de DEA. Les personnalités qui la composent sont toutes également intéressantes et complémentaires comme en témoignent nos grandes conversations à l'heure du café. J'ai été très heureuse et très chanceuse de passer ces dernières années avec eux. Merci aussi aux personnes qui ont été de passage et aux nouveaux venus de l'ARAA.

Mes pensées vont plus particulièrement encore à Olivier, Nathalie et Christian mes compagnons de tous les jours avec qui l'on partage et qui ont toujours été là pour moi. Evidemment je n'oublie pas Christophe, merci pour les cartes et les calculs sans lesquels je n'aurais pas pu finir ma thèse à temps. Mais surtout merci pour la musique et pour les discussions qui nous extraient de la routine de la recherche scientifique.

Merci aux agriculteurs durables de l'autre côté des Vosges. Les réunions à la Bresse, en plus de m'apprendre à conduire sur la neige, m'ont permis d'appréhender la réalité du métier de chercheur.

Je remercie particulièrement Béatrice qui nous a quitté pour les rejoindre et qui pendant deux ans a rendu mes voyages en train agréables et conviviaux.

Merci aux relecteurs efficaces M. Chapot, Olivier Keichinger et Christophe Schneider.

Je remercie Pierre Hennebert de l'IRH Ingénieur Conseil pour m'avoir fait voir du terrain et nous avoir permis d'utiliser ses données dans le cadre de notre étude.

Merci à Jean-Pierre Caliman du CIRAD m'a donné un objectif et des projets pour la suite et qui m'a soutenu de manière inconditionnelle.

Je tiens à remercier l'équipe des enseignants du DAT de l'Université Antilles-Guyane qui m'ont ouvert des horizons et ont radicalement changé ma façon de penser. Merci, plus généralement, aux universités où j'ai étudié et où j'ai passé mes meilleures années (pour le moment), qui m'ont formé et m'ont permis de me découvrir.

Je remercie tout mon entourage pour le soutien moral et les week-ends détente. Immense merci à Larsen, mes sœurs Hélène et Marie, ma famille, maman, papa, Roby, Christiane, Marlène et Jean-Louis. Un grand merci à mes amies à Zaïnab, Arlène, Dany et Anne. Merci à tous les autres qui ont croisé mon chemin...

MERCI A TOUS !

Résumé

La pollution des eaux de surface par les pesticides est un problème sérieux notamment en France où la production d'eau potable est dépendante à 38 % de cette ressource. Cette pollution étant en grande partie liée à l'activité agricole, la mise en place de pratiques permettant de limiter les transferts de pesticides vers les eaux de surface représente une solution intéressante. Afin de connaître les processus en jeu et d'apprécier l'efficacité de tels projets, il est important de développer des méthodes spécifiques d'évaluation agri-environnementale. Si les méthodes d'évaluation parcellaires sont opérationnelles, celles à l'échelle du bassin versant ne sont pas encore bien adaptées aux besoins des acteurs de terrain. Ce travail a pour objectif de développer un indicateur de risque d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant. Pour ce faire, nous avons développé deux indicateurs : un indicateur parcellaire évaluant l'impact des pratiques agricoles sur les pertes de pesticides par ruissellement en sortie de parcelle et un indicateur de connectivité estimant la contribution de chaque parcelle au ruissellement global du bassin versant. Le couplage de ces deux indicateurs permet d'obtenir un outil d'évaluation du risque des pratiques phytosanitaires spécifique d'un bassin versant et de comparer des scénarii climatiques et/ou agronomiques. Les méthodes de développement des deux indicateurs se distinguent des méthodes classiques par leur fondement sur un couplage indicateur / modèle. L'hypothèse méthodologique principale sur laquelle repose ce travail est qu'à partir des processus décrits par les modèles, il est possible d'explorer de manière systématique une gamme de situations très large et de créer une base de connaissances qui permet de développer nos indicateurs. Nous avons appliqué cette méthode à la fois à l'échelle parcellaire et au niveau du bassin versant.

Mots clés : Indicateur, modélisation, bassin versant, évaluation agri-environnementale, eaux de surface

Abstract

Surface water pollution by pesticides is a great environmental concern. In order to limit pesticides transfers from agricultural field to surface water, mitigation strategies are implemented. Their effectiveness has then to be assessed by specific tools. Most of pesticide runoff risk assessment tools are simple indicators or simulation models. Both can be performing for field application but most of the available methods are not yet adapted to help catchment managers in their decision process. Simple indicators lack taking into account inherent variability of watersheds structures and mechanistic models demands too many data to be used as routine tools. The aim of this study is then to develop a catchment scale pesticide runoff risk assessment tool to help catchment managers to identify risky situations. We developed two indicators: one to assess agricultural impact on pesticide runoff risk at a field scale and the other field spatial position impact on runoff route from the field to the hydrological network. Aggregating those two indicators lead us to assess catchment fields pesticide runoff risk and allows comparing agronomical or climatic scenarios. We based both indicators on modelling assuming that processes described by model make possible to explore wide factors variation ranges and to build databases on which indicators are developed.

Key words: Indicator, modelling, catchment, agro-environmental assessment method, surface water

Table des matières

Introduction générale.....	7
Chapitre 1 : Etat des connaissances et problématique.....	9
1. Les pertes de pesticides par ruissellement : enjeux et processus.....	9
1.1. Etat des lieux de la consommation de pesticides en France.....	9
1.2. Les pesticides dans l'eau : niveau de contamination et qualité de l'eau.....	10
1.3. Les impacts de pesticides.....	13
1.4. La dissipation des pesticides dans l'environnement : principes et représentations.....	15
1.4.1. Processus de dégradation.....	15
1.4.2. Processus de transfert vers l'air : la volatilisation et la dérive.....	16
1.4.3. Processus de rétention dans le sol.....	16
1.4.4. Processus de transfert vers les eaux souterraines : le lessivage.....	17
1.4.5. Processus de transfert vers les eaux de surface : le ruissellement.....	17
1.5. La réglementation relative aux pesticides et à la qualité de l'eau.....	20
1.6. Les échelles.....	22
1.7. Les acteurs.....	23
1.8. Conclusion.....	23
2. Les méthodes d'évaluation.....	25
2.1. Les mesures directes.....	25
2.2. Les indicateurs.....	26
2.3. Les modèles.....	27
2.4. Vers des méthodes mixtes.....	27
2.5. La spécificité de l'évaluation à l'échelle du bassin versant.....	28
2.6. Conclusion.....	32
3. Conclusion et problématique.....	33
3.1. Un indicateur pourquoi ? Pour qui ?	33
3.2. Un indicateur comment ?.....	33
Chapitre 2 : Evaluation parcellaire des pertes de pesticides par ruissellement.....	36
1. Introduction.....	36
2. L'indicateur I-Phy.....	37
3. Amélioration du module « eaux de surface » de l'indicateur I-Phy en vue de son utilisation pour un indicateur bassin versant.....	37
4. Discussion	62
4.1. Retour sur l'impact de la fixation des seuils.....	62
4.2. Prise en compte de l'adsorption.....	65

4.3. Prise en compte de la dérive.....	68
4.4. Prise en compte de la toxicité.....	68
4.5. Evaluation du nouvel indicateur I-Phy _{esu} par rapport au module « eaux de surface » de l'indicateur I-Phy (I-Phy _{esu_v1}).....	69
5. Conclusion.....	72
Chapitre 3 : Développement d'un indicateur de connectivité.....	73
1. Introduction : la problématique du changement d'échelle.....	73
2. La représentation du ruissellement à l'échelle du bassin versant.....	76
2.1. La représentation de l'espace : les unités hydrologiques et le réseau.....	76
2.2. La représentation du ruissellement.....	77
2.3. La mesure de l'impact de la variabilité spatiale des facteurs.....	79
3. L'indicateur de connectivité.....	79
3.1. Développement de l'indicateur de connectivité.....	79
3.2. Discussion.....	109
3.2.1. Analyse des résultats des arbres de régression	109
3.2.2. Le choix de la forme de la base d'apprentissage.....	110
3.2.3. Le choix des contraintes des arbres de régression	111
3.2.4. Conclusion.....	113
3.3. Conclusion.....	113
4. Du réseau à l'exutoire.....	114
4.1. L'importance des processus réseau.....	114
4.2. La modélisation des processus réseau.....	115
5. Conclusion.....	116
Chapitre 4 : Application de l'indicateur : exemple du bassin versant de Baslieux- sous-Châtillon.....	117
1. Questionnement sur l'accessibilité des données d'entrée.....	117
1.1. Les pratiques phytosanitaires.....	118
1.2. L'intervalle de temps séparant l'application du pesticide de l'évènement ruisselant (IAR).....	118
1.3. La détermination du coefficient de conductivité hydraulique du sol à saturation (Ks).....	119
1.3.1. La mesure directe.....	120
1.3.2. L'utilisation de fonctions de pédotransfert.....	120
1.3.3. La correspondance Ks / Pratiques agricoles / Etats de surface des sols.....	121
1.4. La détermination des chemins de l'eau.....	121
1.5. Conclusion	122
2. Evaluation des risques de pertes de pesticides par ruissellement sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon.....	123
2.1. Description du bassin versant et des données disponibles.....	123

2.1.1. Situation géographique, caractéristiques pédoclimatiques et agronomiques.....	124
2.1.2. Données disponibles.....	126
2.2. Evaluation parcellaire.....	128
2.2.1. Les données d'entrée.....	128
2.2.2. Le calcul de l'indicateur parcellaire.....	129
2.2.3. Résultats de l'évaluation ex-post des pratiques phytosanitaires parcellaires pour l'année 2005.....	130
2.3. Le calcul de l'indicateur de connectivité.....	132
2.3.1. La détermination du coefficient de conductivité hydraulique du sol à saturation ...	132
2.3.2. Le calcul de l'indicateur de connectivité.....	133
2.3.3. Les résultats.....	133
2.4. Le couplage de l'indicateur parcellaire et de l'indicateur de connectivité....	141
3. Discussion, conclusion.....	144
Discussion générale et conclusion.....	146
1. La méthodologie : association indicateur / modèle / apprentissage.....	147
1.1. La formalisation des méthodes de construction.....	147
1.2. La recherche de généricité.....	148
2. La mise en œuvre : accessibilité des données d'entrée et intérêt des résultats.....	149
2.1. Accessibilité des données d'entrée.....	149
2.2. Pertinence des résultats de l'indicateur.....	150
3. Conclusion et perspectives.....	152
Bibliographie.....	153
Annexes.....	165
Annexe 1 : Protocoles expérimentaux pour la production de données de validation et résultats.....	166
Annexe 2 : Présentation détaillée des résultats des simulations effectuées avec le modèle MHYDAS pour la construction de l'indicateur de connectivité....	173
Annexe 3 : Essais d'interprétation des arbres de régression de la zone hydrologique 1.....	178
Annexe 4 : Illustration des différents types de couvert du bassin versant de Baslieux- sous-Châtillon.....	186
Annexe 5 : Présentation des arbres de régression utilisés pour le calcul de l'indicateur de connectivité sur le bassin versant de Baslieux-sous- Châtillon.....	188

Liste des figures

Figures du chapitre 1

1.1.	Tonnage des substances actives vendues de 1999 à 2006, source UIPP.....	10
1.2.	La qualité des cours d'eau établie avec les données des réseaux de connaissance générale et des réseaux phytosanitaires 2005 (source : Ifen).....	11
1.3.	Les limites et la signification des classes de qualité du SEQ-Eau utilisées pour le bilan pesticides (source : Ifen).....	13
1.4.	Processus de dissipation des pesticides dans l'environnement.....	15
1.5.	Evaluation de l'exposition aux produits phytosanitaires selon l'approche par étapes (d'après Azimonti, 2006 et FOCUS, 2001).....	21
1.6.	Importance de l'évaluation dans les projets de développement	25
1.7.	Principe de la métamodélisation (source : Tiktak, 2007).....	28

Figures du chapitre 2

2.1.	Arbres de décision et détermination des valeurs de conclusion pour les deux versions de l'indicateur parcellaire.....	63
2.2.	Résultats des tests de sensibilité pour les deux versions de l'indicateur parcellaire.....	64
2.3.	Résultats des tests de validation pour les deux versions de l'indicateur parcellaire.....	65
2.4.	Résultats des tests de validation pour les deux versions de l'indicateur parcellaire : avec et sans Kd.....	67
2.5.	Arbre de décision du module « eaux de surface » de l'indicateur I-Phy (source : Bockstaller et Girardin, 2003b).....	70
2.6.	Agrégation de la dose pour l'indicateur I-Phy _{esu_v1}	70
2.7.	Résultats des tests de validation comparée entre I-Phy _{esu_v1} et I-Phy _{esu}	71

Figures de l'article présenté dans le chapitre 2

1.	<i>Summary of the aggregation process using expert system and fuzzy logic (modified after Tixier, 2004).....</i>	43
2.	<i>Decision tree structure and determination of conclusion values process.....</i>	52
3.	<i>Sensitivity test results.....</i>	54
4.	<i>Output validation test results: synthesis of the three datasets.....</i>	55

Figures du chapitre 3

3.1.	Connectivité d'une parcelle à l'exutoire du bassin versant d'après Thiollet-Scholthus (2004).....	75
3.2.	Représentation de l'espace du bassin versant et des écoulements superficiels (source : LISAH, 2006).....	78
3.3.	Distribution des Rps suite au calcul de l'indicateur de connectivité sur le bassin versant de Roujan.....	109
3.4.	Impact des contraintes sur les propriétés d'un arbre de régression	112

Figures de l'article présenté dans le chapitre 3

1.	<i>Tracer application and transport on two HUs.....</i>	84
2.	<i>Calculating connectivity levels (Cls) for one hydrologic units sequence of four hydrological units (HUs).....</i>	85
3.	<i>Climatic zones and rainfall events description modified after Chocat (1997).....</i>	88

4.	<i>Input variables distribution.....</i>	91
5.	<i>Indicator development and calculation.....</i>	91
6.	<i>Rp distribution for each climatic scenario of hydrological zone 3.....</i>	93
7.	<i>HUd's area thresholds for hydrological zones 1 and 3.....</i>	95
8.	<i>Roujan's catchment situation and soil occupation.....</i>	96
9.	<i>Roujan's catchment HUs Rps and Cls, climatic risk level 3, saturated soil.....</i>	98
10.	<i>Comparison of the effect of two agricultural scenarios on Cl values.....</i>	99

Figures du chapitre 4

4.1.	Résultats des tests de validation comparant l'indicateur parcellaire à l'IAR fixé à celui à l'IAR variable.....	119
4.2.	Carte de localisation du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon.....	124
4.3.	Distribution par surface des parcelles sur le bassin versant (d'après DuPont de Nemours, 2005).....	125
4.4.	Couverture de sol du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon.....	125
4.5.	Représentation des parcelles enquêtées et non enquêtées concernant les pratiques phytosanitaires.....	127
4.6.	Réseau hydrographique du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon et parcelles directement connectées.....	127
4.7.	Résultats de l'indicateur I-Phy _{esu} (traitement) dans le cadre de l'évaluation ex-post des pratiques phytosanitaires de l'année 2005 sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon.....	131
4.8.	Potentiels de rétention et résultats de l'indicateur de connectivité pour le scénario climatique favorable.....	135
4.9.	Potentiels de rétention et résultats de l'indicateur de connectivité pour le scénario climatique défavorable.....	135
4.10.	Distribution des Rps pour les scenarii favorable et défavorable.....	136
4.11.	Distribution des Cls pour les scenarii favorable et défavorable.....	136
4.12.	Localisation de la succession de parcelles 356-353-310-309.....	137
4.13.	Rp en fonction des limites supérieures de classes de S2 pour les scenarii de la zone climatique 1.....	140
4.14.	Comparaison de l'impact des deux scenarii climatiques sur le score final de l'indicateur	142

Liste des tableaux

Tableaux du chapitre 1

1.1.	Facteurs influant sur les pertes de pesticides par ruissellement selon Leonard (1990).....	19
1.2.	Quelques outils d'évaluation de la contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin versant	29
1.3.	Description de quelques modèles à l'échelle du bassin versant	31

Tableaux du chapitre 2

2.1.	Correspondance entre les résultats de simulation et les scores de l'indicateur en fonction du seuil de durabilité.....	63
------	--	----

Tableaux de l'article présenté dans le chapitre 2

1.	<i>Assessing pesticide losses by runoff in different indicator.....</i>	<i>41</i>
2.	<i>Principal variable values chosen for simulations.....</i>	<i>45</i>
3.	<i>Data sets characteristics.....</i>	<i>48</i>
4.	<i>Decision tree variables and input variables characteristics</i>	<i>50</i>
5.	<i>Relation between pesticide loss and indicator score.....</i>	<i>53</i>

Tableaux du chapitre 3

3.1.	Comparaison des performances des arbres de régression en fonction de la base d'apprentissage utilisée.....	110
------	--	-----

Tableaux de l'article présenté dans le chapitre 3

1.	<i>Variables variation ranges and distributions.....</i>	<i>90</i>
2.	<i>Rp's distributions Characteristics.....</i>	<i>93</i>
3.	<i>Input variable correlations with Rps characteristics.....</i>	<i>94</i>
4.	<i>Rps and Cls calculation for one HUs sequence of the Roujan's catchment for the climatic risk level 3 / saturated soil scenario of the hydrological zone 3.....</i>	<i>97</i>

Tableaux du chapitre 4

4.1.	Classes d'états de surface et taux d'infiltration à saturation mesurés d'après Wassenaar et al. (2005).....	121
4.2.	Récapitulatif des données d'entrée nécessaires au calcul de l'indicateur parcellaire.....	128
4.3.	Détermination du taux de couverture de sol en fonction des pratiques anti-érosives.....	129
4.4.	Correspondance entre score de l'indicateur, k et nombre de ponts enlevé au score minimum (d'après Bockstaller et Girardin, 2003).....	130
4.5.	Caractéristiques des scores I-Phyesu (traitement) et I-Phyesu (par substance active) de l'évaluation parcellaire des pratiques phytosanitaires 2005.....	130
4.6.	Récapitulatif des données d'entrée nécessaires au calcul de l'indicateur de connectivité	132
4.7.	Ks calculé en fonction de la densité apparente du sol.....	133
4.8.	Caractéristiques des résultats des calculs d'indicateurs de connectivité.....	134
4.9.	Caractéristiques des résultats de l'indicateur de connectivité pour une succession de parcelles.....	137
4.10.	Caractéristiques des résultats du calcul de l'indicateur pour l'évènement ruisselant du 25/05/2005.....	141

Introduction Générale

L'intensification de l'agriculture depuis les années 60, grâce notamment à la mise en place de la PAC, a été accompagnée d'une utilisation importante de produits phytosanitaires pour protéger les cultures dans le but d'accroître les rendements. Cette évolution des pratiques agricole a permis une formidable croissance de la production agricole mais s'est accompagnée d'effets indésirables comme l'accroissement de la pollution de l'environnement. Ainsi la pollution par les pesticides est aujourd'hui un problème majeur. La persistance de certaines substances actives (par exemple le diquat dont la DT50 avoisine les 1000 jours) ou leur utilisation massive sur des cultures très répandues (par exemple l'utilisation d'atrazine sur maïs) amènent à considérer ces pollutions sur plusieurs décennies. La limitation des émissions agricoles de pesticides est donc essentielle pour pouvoir, à terme, maîtriser ces pollutions.

La pollution des eaux par les pesticides est particulièrement problématique de par l'enjeu écologique et humain que représente cette ressource. La directive cadre sur l'eau votée par la commission européenne en 2000 a pour objectif de réhabiliter la qualité des masses d'eau d'ici 2015 notamment en ce qui concerne les pollutions par les pesticides. Des projets de développement agricole visant à limiter les pertes de pesticides sont donc mis en place afin, notamment, d'atteindre cet objectif. L'évaluation de l'impact de ces projets sur la qualité des eaux est une étape essentielle pour pouvoir juger de leur intérêt et généraliser l'application des méthodes efficaces.

Ces dernières années, un grand nombre d'outil d'évaluation a été développé allant d'indicateurs simples requérant très peu de données à des modèles de simulations nécessitant des informations conséquentes pour être calculés. Les indicateurs composites, fondés sur des modèles opérationnels quantitatifs ou qualitatifs utilisant des systèmes experts, se situent entre ces deux extrêmes et permettent, en gardant une bonne opérationnalité, de prendre en compte un certain nombre de processus. A l'échelle parcellaire, les outils d'évaluation sont nombreux et répondent pour la plupart aux besoins des utilisateurs en termes d'accessibilité des données et de niveau de prédiction. A l'échelle du bassin versant, aucun outil vraiment adapté aux besoins des gestionnaires de bassin versant n'est disponible pour le moment à notre connaissance. Ceci peut s'expliquer par l'hétérogénéité caractéristique des bassins versants qui est difficile à prendre en compte tout en conservant un outil opérationnel. Dans cette étude nous tenterons de construire un indicateur de risque d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant, qui assure la prise en compte des variabilités des structures géographiques ainsi que

l'accessibilité des données. Cet outil sera destiné aux gestionnaires de bassin versant afin de les aider dans leur prise de décision.

Les indicateurs de la méthode INDIGO développés depuis une dizaine d'années au sein de l'équipe Agriculture durable de l'UMR Nancy-Université INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, permettent d'évaluer les pratiques agricoles et notamment les pratiques phytosanitaires (indicateur I-Phy) à l'échelle parcellaire (Bockstaller, 2004; Bockstaller et al., 2008; Van Der Werf et Zimmer, 1998). Cet indicateur, comme d'autres de la méthode INDIGO, est fondé sur des règles de décisions expertes associées à la théorie des sous-ensembles flous. Le projet de développement d'un indicateur à l'échelle du bassin versant a débuté par un premier travail de thèse achevé en 2004 avec la construction de l'indicateur I-PhyBV (Thiollet - Scholtus, 2004). Jusqu'alors, ces outils ont été développés à partir d'une synthèse des connaissances disponibles issues de la bibliographie scientifique ou de l'expertise. Ce travail de thèse propose une approche différente pour la construction d'indicateurs : l'utilisation de modèles de simulation comme support pour la construction d'indicateurs opérationnels. L'hypothèse principale sur laquelle repose notre travail est qu'à partir des processus décrits par les modèles, il est possible d'explorer de manière systématique une gamme de situations très large et de créer une base de connaissances qui permettra de développer un indicateur. Nous appliquerons cette approche à la fois à l'échelle parcellaire et au niveau du bassin versant.

Dans une première partie, après avoir souligné l'importance de l'évaluation dans le contexte actuel, nous ferons le point sur les méthodes disponibles. L'adéquation entre les méthodes et les besoins de acteurs sera discutée et justifiera de la construction d'un nouvel outil.

L'évaluation des pratiques agricoles à l'échelle du bassin versant nécessitant une évaluation de ces mêmes pratiques à l'échelle parcellaire, dans le deuxième chapitre, nous présenterons le développement d'un indicateur de pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle parcellaire fondé sur la reconstruction d'un indicateur existant (I-Phy) grâce notamment à des résultats de modélisation. Les performances de cet indicateur parcellaire seront évaluées et discutées.

Le troisième chapitre de ce travail posera la question du changement d'échelle, du passage de l'évaluation à l'échelle parcellaire à celle du bassin versant. L'émergence de processus lors d'un changement d'échelle va nous conduire à la construction d'un indicateur de connectivité parcelle-réseau afin d'en tenir compte. Le fait que cet indicateur de connectivité soit construit par apprentissage à partir d'une base de données simulées, va permettre d'appréhender de manière générique l'impact de la variabilité spatiale sur les pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant.

Les deux indicateurs parcellaire et de connectivité seront appliqués à un cas concret. Cette application va permettre de tester leur opérationnalité. Après agrégation des deux scores d'indicateurs, la sensibilité ainsi que les potentialités de l'outil seront étudiées.

Chapitre 1 : Etat des connaissances et problématique

1. Les pertes de pesticides par ruissellement : enjeux et processus

1.1. Etat des lieux de la consommation de pesticides en France

La plupart des pesticides sont des molécules organiques de synthèse dont les propriétés toxiques permettent de lutter contre les organismes nuisibles. D'un point de vue réglementaire, on distingue les produits utilisés principalement pour la protection des végétaux, que l'on appelle produits phytosanitaires (directive 91/414/CE), des autres produits que l'on appelle biocides (définis notamment dans la directive 98/8/CE) utilisés dans toutes sortes d'activités autres qu'agricoles. Sous l'angle des résidus retrouvés dans les eaux, on emploiera le terme « pesticides » qui inclut toutes les substances permettant de lutter contre les organismes considérés comme nuisibles, qu'ils soient utilisés en agriculture, par les gestionnaires d'équipements ou de réseaux de transport, par les collectivités locales ou les particuliers (Ifen, 2007). Nous utiliserons préférentiellement le terme de pesticide pour désigner à la fois les produits phytosanitaires épandus dans les champs et les molécules retrouvées dans les eaux correspondant aux produits épandus ou à leurs produits de dégradation. Un pesticide désigne une substance active, soit une seule molécule. Les produits commerciaux peuvent eux contenir plusieurs substances actives.

La France représente le premier marché européen de produits phytosanitaires devant l'Allemagne et l'Italie (source UIPP, <http://www.uipp.org>). Les quantités de produits phytosanitaires vendues en France sont cependant en baisse depuis quelques années aux vues des résultats de la campagne agricole 2005-2006 (figure 1.1.). Les ventes globales ont baissé de 6,4% par rapport à la campagne précédente.

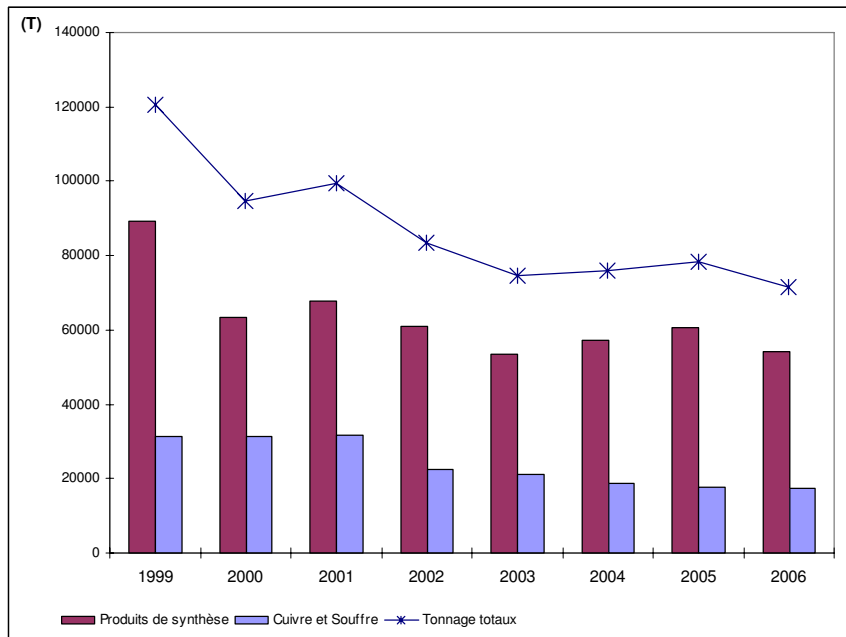


figure 1.1. : Tonnage de substances actives vendues de 1999 à 2006, source : UIPP

Malgré la baisse globale des ventes de produits phytosanitaires, la France reste le quatrième pays consommateur dans le monde avec un marché de 2,3 milliards de dollars en 2005 et environ 1kg de pesticides vendu par habitant et par an, derrière les Etats-Unis, le Brésil et le Japon avec respectivement, 6,5, 4,4 et 3,1 milliards de dollars de marché. La France est donc le premier marché européen devant l'Allemagne (source : UIPP)

1.2. Les pesticides dans l'eau : niveau de contamination et qualité de l'eau

La présence des pesticides dans les eaux de surface en France est généralisée. Selon les résultats d'une étude rapportée par l'Institut Français de l'Environnement en 2005 (voir figure 1.2.), 91% des points mesurés dans les cours d'eau montrent une présence de pesticides (Ifen, 2007). De plus, en termes de niveau de contamination, 36% des points de mesure en eaux de surface ont une qualité moyenne à mauvaise.

La qualité des cours d'eau établie avec les données des réseaux de connaissance générale et des réseaux phytosanitaires en 2005

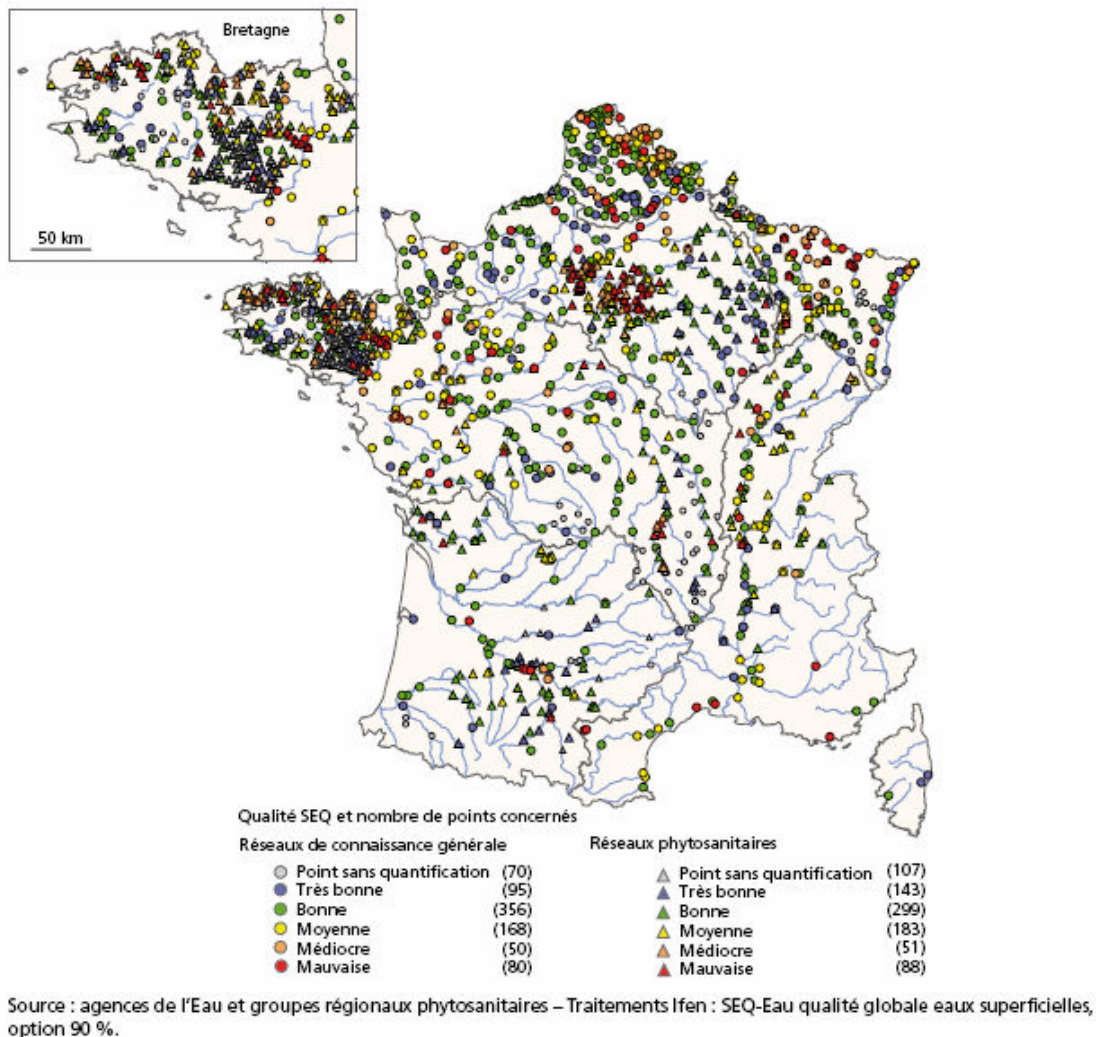


Figure 1.2. : source Ifen, 2007

Les eaux superficielles fournissent 38% de l'eau potable en France (selon le Centre d'Information sur l'eau). Certaines régions sont beaucoup plus dépendantes comme l'Ile de France dont 95% de l'eau potable est issue des eaux superficielles (source : SEDIF). La qualité des eaux de surface est donc un enjeu pour les populations. La dégradation de la qualité de l'eau induit des coûts de traitement plus importants pour la production d'eau potable. Dans la plupart des cas, le traitement de l'eau amène à une concentration en pesticides inférieure à la limite de potabilité. Cependant, en cas de très forte contamination, les techniques de dépollution employées peuvent s'avérer insuffisantes (Cousin, 2007). Parallèlement, les pesticides ou les métabolites issus de leur dégradation, présents dans les eaux de surface peuvent s'avérer toxiques pour les organismes aquatiques. La contamination des eaux de surface amène à une dégradation de la qualité des écosystèmes aquatiques. On distingue donc deux types d'affectation des eaux superficielles par les pesticides : impact sur l'usage de la ressource pour l'eau potable et impact sur la qualité globale de l'eau.

Selon le code de santé publique et en application des directives européennes 98/83/CE et 75/440/CE, la limite de potabilité de l'eau se situe à 0.1µg/l pour une substance active (à l'exception de l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachloroépoxyde pour lesquelles la limite est de 0.03µg/l) et 0.5µg/l pour l'ensemble des substances actives. Ces limites sont plus strictes que les valeurs guides recommandées par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) tenant compte de la toxicité et utilisées dans les pays anglo-saxons. Les normes européennes reposent sur l'application du principe de précaution lié à la méconnaissance des effets des molécules non détectables avec les moyens analytiques actuels. La figure 1.3. expose la signification des limites de qualité et de potabilité de l'eau établie selon la grille SEQ-eau (Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau, Ministère chargé de l'environnement et Agences de l'eau, 1999). Cette grille est utilisée pour la connaissance générale de la qualité des cours d'eau et intègre les besoins de la vie aquatique ainsi que l'usage eau potable comme critères d'appréciation.

Depuis 2000, la qualité de l'eau est estimée en comparaison au « bon état écologique et chimique » défini dans la directive européenne cadre sur l'eau (directive 2000/060/CE). L'état écologique des masses d'eau peut se définir comme l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface ; le bon état écologique étant atteint par une masse d'eau présentant un écart léger par rapport aux conditions de référence sur les paramètres biologiques. Les paramètres à prendre en compte sont détaillés dans l'annexe V de la directive. Concernant les pesticides, le bon état écologique correspond à des concentrations en pesticides inférieures aux normes citées ci-dessus.

Les limites et la signification des classes de qualité du SEQ-Eau utilisées pour le bilan pesticides

		0,01 µg/l	0,05 µg/l	0,1 µg/l	0,7 µg/l	1,4 µg/l	2 µg/l
Eaux superficielles	Qualité globale	Excepté pour 39 substances qui ont une limite plus basse, la limite de la classe bleu - vert est de 0,1 µg/l (0,5 µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la vie des organismes aquatiques et la production d'eau potable sans traitement spécifique pour les pesticides</i>	Excepté pour 33 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 0,7 µg/l (2 µg/l pour la somme des substances)	Excepté pour 33 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 1,4 µg/l (3,5 µg/l pour la somme des substances)	Excepté pour 6 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 2 µg/l (5 µg/l pour la somme des substances)	Ne peut plus satisfaire les équilibres écologiques ou la production d'eau potable sauf dérogation	
	Usage eau potable	Excepté pour 4 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 0,1 µg/l (0,5 µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la production d'eau potable sans traitement spécifique pour les pesticides</i>	2 µg/l (5 µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la production d'eau potable mais nécessite un traitement spécifique pour éliminer les pesticides</i>				Ne permet plus la production d'eau potable sauf dérogation

Codes couleurs des classes SEQ-Eau

Qualité globale	Très bonne	Qualité usage eau potable	Bonne
	Bonne		Médiocre
	Moyenne		Mauvaise
	Médiocre		
	Mauvaise		

Figure 1.3. : source Ifen, 2007

Bien que la plupart des études focalise l'attention sur l'origine agricole de la contamination des eaux de surface par les pesticides, il est important de souligner que, dans certains cas, la pollution liée à des activités non agricoles, comme l'entretien des voiries, l'utilisation de pesticides par les particuliers ou les collectivités, peut contribuer de manière significative à cette pollution (Fauchon et al., 2007; Skark et al., 2004). Dans le cadre de notre étude, nous traiterons de l'évaluation de la contamination des eaux de surface d'origine agricole.

1.3. Les impacts des pesticides :

L'impact des pesticides sur l'environnement varie en fonction d'un grand nombre de facteurs dont :

- la toxicité et l'écotoxicité
- la persistance du pesticide dans l'environnement (durée de demi-vie)
- le temps d'exposition et la dose

- la sensibilité relative des organismes ou de l'écosystème exposés
- l'âge de l'organisme exposé

Les pesticides peuvent donc être responsables de pollutions diffuses chroniques et/ou aiguës et accidentelles, lors de leur épandage sur les surfaces agricoles mais également lors de leur fabrication, transport ou élimination.

Les interactions complexes entre ces facteurs rendent difficile la modélisation mécaniste des processus en jeu. Des modèles d'évaluation d'impact des pesticides semi-empiriques existent (Margni et al., 2002) mais l'évaluation d'impact des pesticides dans les eaux se fait généralement grâce à des indicateurs écotoxicologiques, des bioindicateurs qui permettent d'estimer de manière simultanée le rôle des différents facteurs sus cités. Un bioindicateur est un indicateur constitué par une espèce végétale, fongique ou animale ou par un groupe d'espèces (groupe éco-sociologique) ou groupement végétal dont la présence (ou l'état) renseigne sur certaines caractéristiques écologiques (c'est à dire physico-chimiques, microclimatiques, biologiques et fonctionnelles) de l'environnement, ou sur l'incidence de certaines pratiques. Comme pour tous les indicateurs fondés sur des mesures directes, de par leur aspect intégratif, il est souvent difficile d'imputer des effets observés sur des bioindicateurs à une source de contamination en particulier.

Des études en laboratoire peuvent donc également être menées afin d'estimer la toxicité d'une molécule en particulier. La démarche d'homologation de tout pesticide (directive 91/414/CE) comprend une batterie de tests toxicologiques. Les effets des molécules sur les organismes aquatiques, les vertébrés terrestres, les oiseaux, les abeilles, les arthropodes, les macro-organismes du sol, les micro-organismes du sol et les plantes sont testés selon des procédures normalisées. Ces tests consistent généralement en des expositions à la molécule à homologuer aiguës et chroniques d'une ou plusieurs espèces représentatives (p.e., truites, daphnies pour les organismes aquatiques ou rats, souris et lapins pour les vertébrés terrestres).

L'effet des pesticides sur l'homme ne pouvant être expérimentée directement, fait l'objet d'études épidémiologiques dans le cadre d'évaluations à posteriori (ex-post). La population la plus exposée aux pesticides est celle des agriculteurs. Une étude a conclu mi-2007 que le risque de tumeur cérébrale est plus important chez les agriculteurs très exposés aux pesticides (tous types de tumeurs confondus) et les personnes utilisant des pesticides sur leurs plantes d'intérieur (Provost et al., 2007). L'étude ne permet cependant pas de dire si un pesticide ou une famille de pesticide serait plus responsable que d'autres. En plus des risques de cancers, de nombreux effets dermatologiques, neurologiques ou hormonaux ont été observés lors d'intoxications chroniques. Des intoxications aiguës aux pesticides sont également rapportées par la Mutualité Sociale Agricole (MSA) et le Groupe Régional d'Etudes sur le Cancer (GRECAN). Une nouvelle étude (AGRICAN) tentant de connaître l'incidence des pesticides sur les populations agricoles a été lancée en 2005 par le GRECAN et la MSA dont les résultats devraient être disponibles fin 2009 (<http://www.grecan.org/accueil.html>).

1.4. La dissipation des pesticides dans l'environnement : principes et représentations

L'application de produits phytosanitaires sur un champ cultivé peut engendrer des pertes de matières actives vers des compartiments de l'environnement non cibles : l'air, le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface (voir figure 1.4.). Les processus responsables de ces transferts sont la volatilisation, la dérive, la rétention, le lessivage et le ruissellement. Les processus de dégradation jouent également un rôle dans la contamination environnementale ; plus la dégradation est importante, moins la quantité de pesticide contaminante est grande.

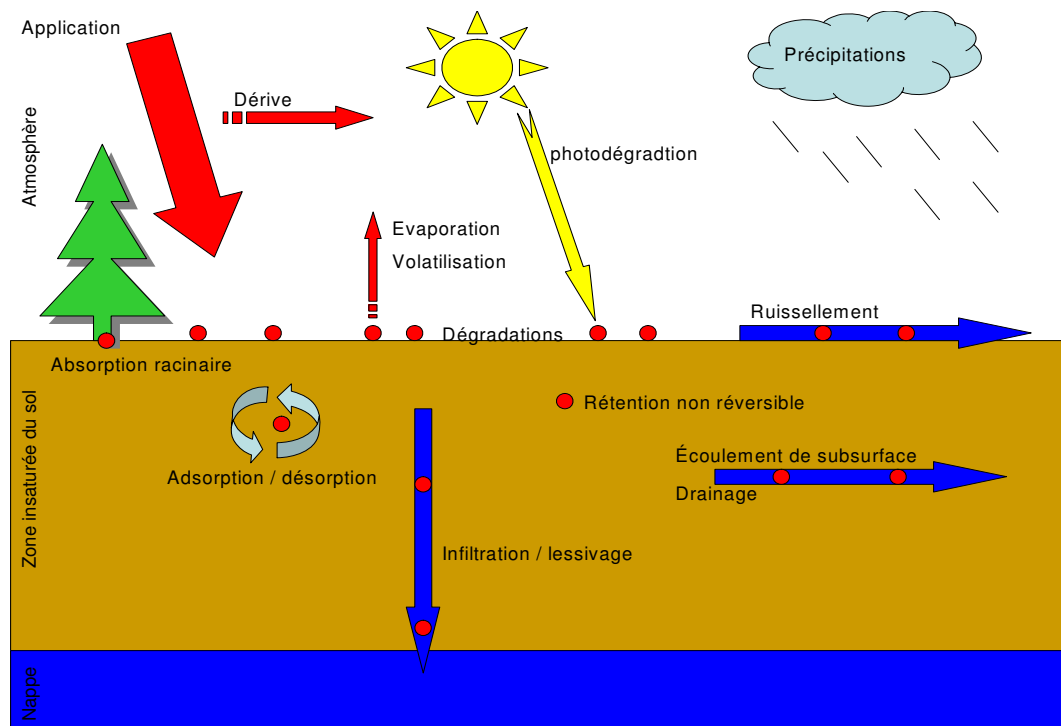


figure 1.4. : Processus de dissipation des pesticides dans l'environnement

1.4.1. Processus de dégradation

Dès leur application, les pesticides sont soumis à des processus de dégradation physico-chimiques ou biologiques. Les processus de dégradation physico-chimiques les plus courants sont la photodégradation et l'hydrolyse. La biodégradation des pesticides peut être aérobie ou anaérobie et conduire à la production de métabolites jusqu'à la minéralisation (Colin, 2000).

La représentation des cinétiques de dégradation des pesticides dans l'environnement est généralement fondée sur une loi de décroissance exponentielle avec un pas de temps journalier, où la vitesse est donnée par le temps de demi-vie (DT50). La DT50 est une propriété déterminée en laboratoire en conditions standardisées et au champ dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides. Les

processus en jeu dans la dégradation sont nombreux et la vitesse de dégradation des pesticides peut être très variable en fonction des conditions de milieu (température, humidité, etc., Kaur et al., 1998). Lors de la détermination de la DT50 au champ, la mesure peut être confondue avec celle de processus de dissipation comme la volatilisation ou la rétention. L'utilisation des modèles classiques de dégradation fondés sur cette mesure peut donc engendrer des mésestimations de la quantité réelle de pesticides dans l'environnement (Beulke et al., 2000). Cependant la DT50 reste la principale mesure de dégradation employée.

1.4.2. Processus de transfert vers l'air : la volatilisation et la dérive

Pendant ou après l'application d'un pesticide, une partie de la quantité épanchée peut se retrouver dans l'air. Certaines sources font état de pertes vers l'atmosphère à hauteur de 90% de la dose appliquée (Bedos et al., 2002a). Il faut distinguer alors les pesticides volatilisés (passage de la phase aqueuse à gazeuse) de ceux dérivés (micro-gouttelettes emportées par les masses d'air). La volatilisation des pesticides est essentiellement liée aux propriétés chimiques des molécules et peut se mesurer par la constante de Henry (Kh) (Van Der Werf et Zimmer, 1998). Les conditions climatiques interviennent également dans ce processus, l'augmentation de la température ou du vent accroissent la volatilisation (Klöppel et Kördel, 1997).

La dérive est dépendante de facteurs techniques comme le type de buse ou de matériel utilisé pour l'épandage (Eng et al., 1999 ; Herbst et Gazelmeier, 2000) mais également de facteurs climatiques, essentiellement la vitesse du vent (Ammons et al., 2000 ; Meli et al., 2003). Les pesticides ayant dérivé peuvent retomber en dehors de la zone de traitement et contaminer directement des compartiments d'eau de surface (rivière, ruisseau, fossé, Reichenberger et al., 2007).

1.4.3. Processus de rétention dans le sol

La rétention des pesticides dépend des propriétés des pesticides (Kd, Koc) mais également des propriétés du sol (taux de matière organique, taux d'argiles,...). La rétention des pesticides dans le sol est un processus cinétique au même titre que la dégradation qui débute avec l'application du pesticide et se poursuit jusqu'à atteindre un niveau de rétention seuil. On doit distinguer deux types de rétention, la rétention réversible et celle non-réversible (Schiavon, 1988). La rétention réversible se mesure généralement grâce à des techniques d'extraction des pesticides et en étudiant les temps d'élution des pesticides dans des colonnes de sol. La rétention non réversible engendre l'existence de résidus (pesticides) non extractibles. La rétention non réversible se définit comme une rétention dont l'extraction de la molécule induit un changement substantiel de la matrice de rétention ou de la molécule extraite. En termes d'évaluation de risque, la formation de résidus non extractibles est considérée à la fois comme une baisse de la disponibilité des pesticides mais également comme une

augmentation de leur rémanence dans les sols en raison des processus de relargage à long terme (Barriuso et al., 2008).

1.4.4. *Processus de transfert vers les eaux souterraines : le lessivage*

Le processus de lessivage des pesticides correspond au transfert des molécules de la surface du sol, ou des couches superficielles du sol, vers les eaux de profondeur (nappe phréatique), soit de la zone non saturée à la zone saturée du sol. Ce transfert se fait essentiellement via la dilution des pesticides dans la solution du sol. Deux types de transfert sont à différencier, le transfert matriciel où la percolation de l'eau dans le sol entraîne la lixiviation des molécules. La vitesse de transfert dépend alors des caractéristiques de la molécule, des propriétés du sol, de la vitesse d'infiltration et de l'épaisseur de la zone non saturée, décrite par l'équation de convection dispersion.

Le deuxième type de transfert des pesticides de la surface vers la zone saturée est le transfert préférentiel. Ce dernier peut être décrit comme un transfert vertical rapide de la solution du sol via la macroporosité ce qui peut aggraver la contamination des eaux souterraines, le temps de dissipation des pesticides dans le sol étant alors limité (Delphin et Chapot, 2006). L'écoulement préférentiel engendrerait la présence de molécules difficilement lessivables (p.e., fort Koc) dans les eaux souterraines (Jarvis et Dubus, 2006). La modélisation des transferts préférentiels est encore limitée de par la difficile estimation de la présence et du rôle exacte des macropores dans ce processus.

1.4.5. *Processus de transfert vers les eaux de surface : le ruissellement*

Le ruissellement est défini comme l'eau et toutes les matières dissoutes ou en suspension qu'elle contient en quittant en surface, la parcelle, le champ ou le petit bassin versant. Concernant les pesticides, le ruissellement inclut les pesticides dissous, en suspension ou adsorbés sur les sédiments transportés par l'eau depuis une surface traitée (Leonard, 1990).

Il existe trois sortes de ruissellement :

- le ruissellement **hortonien** qui est le fait d'un dépassement de la capacité d'infiltration du sol
- le ruissellement **hypodermique** ou écoulement de sub-surface, qui se produit lorsque la conductivité latérale est plus importante que la conductivité verticale
- le ruissellement **sur sol saturé** engendré par une saturation des capacités de stockage couplée à celle des transferts latéraux. Ce ruissellement s'opère pour des remontées de nappe coïncidant avec une section verticale concave du talweg (Lecomte, 1999). On peut considérer ce dernier comme un cas particulier du ruissellement hortonien.

A l'échelle du bassin versant, le processus de ruissellement dominant varie en fonction des caractéristiques du bassin versant. Pour notre étude nous traiterons des bassins versants pour lesquels le processus de ruissellement de surface (hortonien) est dominant. Sous le terme générique de ruissellement, nous ferons référence au ruissellement hortonien.

Les deux principaux processus engendrant des pertes de pesticides via le ruissellement sont la mobilisation des pesticides épanché au sol et sur les feuilles. La contribution du lavage foliaire des pesticides aux pertes par ruissellement dépend surtout des propriétés physico-chimiques des molécules et des produits commerciaux appliqués. La mobilisation des pesticides du sol est le produit d'un ensemble de mécanismes, à savoir (Lecomte, 1999):

- la diffusion des pesticides de la solution du sol vers la lame d'eau ruisselante
- la turbulence générée par l'impact des gouttes de pluie (augmentation des échanges solution du sol / ruissellement)
- la désorption depuis les particules du sol
- la dissolution des cristaux de pesticides de la surface du sol
- la mise en suspension de ces mêmes cristaux
- l'érosion des particules du sol sur lesquelles sont adsorbés des pesticides (possible désorption ultérieure)

Un grand nombre de paramètres interviennent dans le processus de perte de pesticides via le ruissellement comme le montre le tableau 1.1., reprenant la liste des paramètres ayant une influence sur les pertes de pesticides par ruissellement établie par Leonard (1990) auxquels ont été ajoutées des références bibliographiques plus récentes et quelques précisions. Quatre groupes de facteurs ont été déterminés ; ceux dépendant : du climat, du sol, du pesticide, des pratiques culturales et d'aménagement.

Tableau 1.1. : Facteurs influant sur les pertes de pesticides par ruissellement selon Leonard (1990). En italique, les références et précisions ajoutées, les autres références sont issues de l'article de Leonard (1990).

Chapitre 1 : Etat des connaissances et problématique

Facteurs		Commentaires	Références
Climat			
Intervalle ruissellement / application	Les concentrations en pesticides dans le ruissellement les plus importantes sont observées pour le premier événement ruisselant après application. La disponibilité des pesticides sur le sol et les surfaces foliaires diminue avec le temps. <i>Le taux de perte est également le plus important pour le premier événement ruisselant. La décroissance des concentrations est dépendante des pluies cumulées.</i>	Baker and Johnson, 1979 ; Bovey et al., 1975 ; Bradley et al., 1972 ; Edwards et al., 1980 ; Smith et al., 1983 ; Triplett et al., 1978 ; Wauchope and Leonard, 1980 ; white et al., 1967 <i>Klöppel et al., 1997 ; Lecomte, 1999 ; Loucahrt et al., 2001</i>	
Intensité pluvieuse / débit	Le ruissellement de surface a lieu quand la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol. L'énergie disponible pour l'extraction et le transport des pesticides augmente avec l'intensité pluvieuse qui peut aussi influencer sur la profondeur d'interaction. L'augmentation de l'intensité pluvieuse diminue le temps d'initiation du ruissellement.	Sharpley et al., 1981 ; Sharpley, 1985 ; Skaggs and Khaleel, 1982 <i>Chaplot et al., 2003</i>	
Quantité de pluie, durée de l'événement pluvieux	Agit sur le volume total ruisselé, le lavage foliaire et le lessivage au-delà de la zone de ruissellement.	Baker et al., 1981 ; Bovey et al. 1975 ; White et al., 1967 ; Willis et al., 1980	
Temps d'initiation du ruissellement	Les concentrations en pesticides dans le ruissellement augmentent quand cet intervalle diminue. Les concentrations et la disponibilité en pesticides sont plus importantes en début d'événement pluvieux, avant que les conséquences du lessivage ne se fassent sentir.	Baker and Lafen, 1979 ; Baker et al., 1982 ; Barnett et al., 1967 ; Gaynor et Volk, 1981	
Sol			
Texture du sol et teneur en MO	Agit sur le taux d'infiltration, le ruissellement est généralement plus important pour des textures de sol fines. Le temps d'initiation du ruissellement est plus important sur sol sableux. La teneur en MO agit sur la mobilité et l'adsorption des pesticides. La texture du sol a aussi un impact sur les facteurs d'enrichissement chimique.	Foster et al. 1980 ; Rao and Davidson, 1980 ; Rawls and Brakensiek, 1982 ; Wischmeier and Smith, 1978	
Encroûtement du sol et compaction	La croûte et la compaction diminuent le taux d'infiltration du sol et augmentent les concentrations initiales en pesticides solubles.	Baker and Lafen, 1979	
Teneur en eau	Une forte teneur en eau du sol implique une augmentation du potentiel de ruissellement, une diminution du temps d'initiation du ruissellement, une diminution du lessivage des pesticides solubles au-delà de la zone d'interaction.	Barnett et al., 1967 ; Davidson et al. 1975 ; Kinsel et Braid, 1969	
Pente	L'augmentation de la pente augmente le taux de ruissellement et la profondeur effective pour l'extraction des produits chimiques.	Foster et al. 1980 ; Sharpley et al. 1981 ; Wauchope, 1978 <i>Chaplot et al., 2003 ; Walter et al., 1979</i>	
Degré d'agrégation et stabilité	Agissent sur le taux d'infiltration, l'état de surface, la profondeur de la zone d'interaction	Ahuja et al. 1981 ; Foster et al. 1980 ; Sharpley et al., 1981	
Etats de surface	<i>L'EDS agit sur la concentration des premiers mm de pluie et sur la rapidité de la décroissance des concentrations.</i>	<i>Lecomte, 1999</i>	
Pesticide			
Solubilité	Les pesticides les plus solubles sont plus sujet à être lavés des résidus de culture ou des feuillages par les premières pluies ou encore à être lessivés dans le sol. Cependant, si le temps d'initiation du ruissellement est court, les concentrations dans le ruissellement seront d'autant plus importantes que la solubilité est grande.	Baker et al., 1978 ; Baker and Johnson, 1979 ; Baker et al., 1982 ; Willis et al. 1980 ; Barnett et al. 1967 ; Trichill et al., 1968	
Les propriétés de sorption	Les pesticides fortement adsorbés sont retenus à la surface du sol (moins lessivables) et donc plus disponibles pour le ruissellement. Dans ce cas, les quantités de pesticides ruisselées vont dépendre des quantités de sédiments érodés et transportés. <i>Les molécules aux faibles Koc vont être retrouvées avec les plus fortes concentrations dans la phase aqueuse du ruissellement.</i>	McDowell et al., 1981 ; Willis et al., 1983 <i>Dabrowski et al., 2002 ; Klöppel et al., 1997 ; Klöppel et al. 1994 ; Southwick et al., 1997 ; Wauchope et al., 1978 ; Wauchope et al. 2002</i>	
Polarité, nature ionique	L'adsorption des composés apolaires est déterminée par la teneur en MO. Celle des composés ioniques et des acides / bases faibles est conditionnée par le pH et la surface d'échange minérale. Les composés lyophiles sont fixés sur la surface des feuilles et dans les cires alors que les composés polaires sont facilement mobilisables depuis le feuillage par la pluie.	Rao and Davidson, 1980 ; Wauchope and Leonard, 1980 ; Willis et al. 1980	
Persistance	Les pesticides dont la persistance est grande ont une probabilité d'être présents en quantité plus importante lors du ruissellement que ceux aux persistances plus faibles.	Leonard et Kinsel, 1986 ; Mills et Leonard, 1984 ; Wauchope, 1978	
Formulation	Les poudres mouillables sont particulièrement sensibles à l'entraînement et au transport. Les formes liquides sont plus susceptibles d'être transportées que les granulés. Les esters, moins solubles que les sels, se retrouvent en plus grande concentration dans le ruissellement si le lessivage initial est important.	Rohde et al., 1979 ; Wauchope, 1978 ; Wauchope and Leonard, 1980 ; Wauchope, 1987	
La dose	Les concentrations dans le ruissellement sont proportionnelles aux quantités présentes dans la zone.	Barnett et al., 1967 ; Hall, 1974 ; Leonard et al., 1976 <i>Kreuger et al., 1998</i>	
Pratiques Culturelles et Pratiques d'Aménagement			
Position	L'incorporation des pesticides ou toutes techniques d'enfouissement au-delà de la surface du sol réduisent les concentrations dans le ruissellement.	Leonard et al., 1979 ; Rohde et al. 1979 ; Wauchope, 1978 ; Wauchope and Leonard, 1980	
Pratiques anti-érosives	Réduisent le transport des composés adsorbés ou insolubles. Réduisent aussi le transport des molécules solubles si le volume du ruissellement est diminué durant la période critique après application.	Caro, 1976 ; McDowell and Grissinger, 1976 ; McDowell et al., 1981 ; Pionke, 1977 ; Willis et al., 1983	
Couverture du sol	<i>Effet sur les pertes en eau : augmentation de l'ET, du taux et de la capacité d'infiltration, baisse du volume de ruissellement / Effet l'état de surface : réduction de l'effet splash, limitation de la dégradation / Processus physiques en jeu : réduction de la vitesse de ruissellement, de l'impact des gouttes</i>	<i>Walter et al., 1979</i>	
Les résidus de culture	Ils peuvent réduire les concentrations de pesticides dans le ruissellement en augmentant le délai d'initiation du ruissellement, en réduisant les volumes ruisselés. Le ruissellement des pesticides peut être augmenté si les pesticides sont désorbés des résidus de culture dans l'eau de ruissellement. <i>Effets sur les pertes en eau : augmentation du taux d'infiltration, diminution de la vitesse du ruissellement / Effets sur l'état de surface du sol : réduction de l'effet splash et limitation de la dégradation / Processus physiques en jeu : réduction de la vitesse de ruissellement, de l'impact des gouttes, amélioration possible de la structure du sol.</i>	Baker et al., 1978 ; Baker and Johnson, 1979 ; Edwards et al., 1982 ; Hall et al., 1984 ; Triplett et al. 1978 <i>Walter et al., 1979</i>	
Les bandes enherbées	Les bandes enherbées autour des champs ou autour du réseau hydrographique peuvent réduire le transport des pesticides par infiltration secondaire et sorption sur les plantes et les débris végétaux.	Asmussen et al., 1977 ; Rohde et al., 1980 <i>Klöppel et al., 1997 ; Lecomte, 1999 ; Patry et al. 1997</i>	
Irrigation	L'application de produit par irrigation au sprinkler peut entraîner les pesticides solubles dans le sol et donc réduire leur ruissellement. Par ailleurs, les applications aériennes pendant les périodes d'irrigation augmentent considérablement le ruissellement des pesticides.	Dowler et al., 1982 ; Spencer et al., 1985	
Saison de traitement	<i>Différence de comportement entre été et hiver du point de vue des capacités et des distances de transport.</i>	<i>Gascuel-Odoux et al., 1999 ; Klöppel et al., 1997 ; Réal et al., 2005</i>	
Présence d'un réseau hydrographique anthropique	<i>Accélération ou ralentissement du ruissellement entre la parcelle cultivée et l'exutoire du bassin versant en fonction de la nature ou de l'entretien de ce dernier</i>	<i>Carluher et De Marsily, 2004 ; Lagacherie et al. 2006</i>	

1.5. La réglementation relative aux pesticides et à la qualité de l'eau

La directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) a été votée en 2000 par l'Union Européenne et impose un retour au bon état écologique des eaux d'ici 2015 (voir 1.2., la définition du bon état écologique). Cette directive est non plus fondée sur l'incitation mais sur l'obligation de résultats. Elle donne des objectifs à atteindre pour les états membres et contraint ainsi la mise en place de projets de réduction des traitements et/ou des projets de limitation des pertes de pesticides vers les eaux.

Depuis 1991, la loi européenne régleme déjà la mise sur le marché des substances chimiques par la directive 91/414/CE. Une procédure d'homologation commune aux états membres est instaurée dont une étape importante a été la publication de l'annexe technique à la directive 91/414/CE relative à l'évaluation du risque environnemental lié aux pesticides (Azimonti, 2006). Cette dernière définit les méthodes d'évaluation à utiliser pour tester tout nouveau pesticide. L'évaluation de l'exposition de l'environnement aux pesticides est fondée sur la modélisation et l'expérimentation numérique. Après avoir déterminé les caractéristiques physico-chimiques de la molécule, des simulations sont effectuées et, en fonction des estimations, la mise sur le marché est autorisée ou non.

L'estimation des pertes de pesticides dans l'environnement se fait selon une approche par étapes (tiered approched). En fonction du résultat de la première étape, le processus d'évaluation s'arrête ou se poursuit avec des données plus précises pour clarifier les situations à risque (ré-évaluation de la toxicité dans des conditions plus proches de la réalité, modèle plus sophistiqué, approche probabiliste, etc.) comme le montre la figure 1.5.

Les modèles employés pour simuler les pertes de pesticides vers les eaux de surface sont le modèle PRZM pour le ruissellement et l'érosion, le modèle MACRO pour le drainage et le modèle TOXSWA pour l'estimation finale des concentrations (FOCUS, 2001).

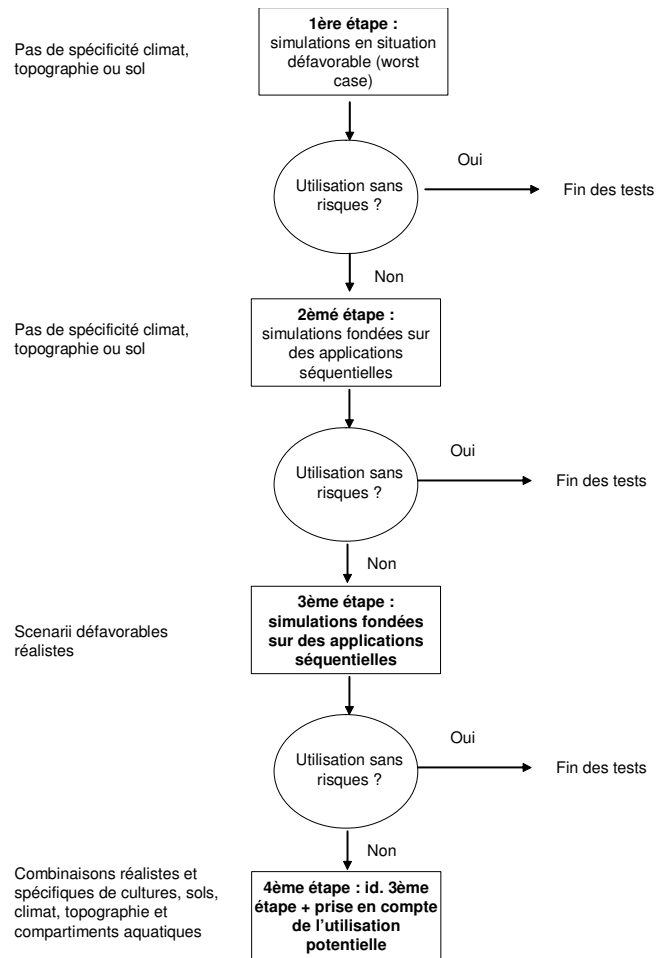


Figure 1.5. : Evaluation de l'exposition aux produits phytosanitaires selon l'approche par étapes (Azimonti, 2006 et FOCUS 2001)

Parallèlement au durcissement des conditions d'accès des pesticides au marché européen, la Politique Agricole Commune (PAC) a contribué à diminuer les quantités de pesticides utilisées. Bien qu'historiquement en charge de l'augmentation de la productivité agricole, la PAC, depuis sa réforme en 1992, tend à inciter à une moindre intensification de l'agriculture. La mise en place de mesures agro-environnementales (MAE) spécifiques à la réduction des contaminations par les pesticides en 2000 marque la volonté de l'Union Européenne de prendre en considération ce problème environnemental particulier.

A partir de 2003, l'environnement entre de manière explicite dans les objectifs et les mesures de la PAC. L'octroi des aides directes est désormais conditionné au respect des règles européennes en matière d'environnement (Blogowski, 2007) :

- Obligation d'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau
- Obligation de tenir un registre phytosanitaire
- Obligation de disposer d'un local de stockage conforme pour les produits phytosanitaires
- L'obligation de n'utiliser que des produits homologués et de respecter les conditions d'utilisation

Malgré une procédure d'homologation stricte et un encadrement réglementaire de l'utilisation des pesticides, des quantités encore trop importantes de pesticides se retrouvent dans l'environnement et notamment dans les eaux de surface (voir 1.2.). Pour pouvoir atteindre le niveau de qualité d'eau requis par la directive cadre sur l'eau, il est essentiel de limiter de manière plus importante les transferts de pesticides vers l'environnement. De nombreuses stratégies de limitation des transferts en milieu agricole existent mais leur impact dépend grandement des conditions de milieu et/ou de la manière dont elles sont mises en place (Lacas et al., 2005; Reichenberger et al., 2007). Il est donc indispensable de pouvoir mesurer l'impact des stratégies de limitation des transferts de pesticides mais également de pouvoir proposer des plans d'actions appropriés à chaque situation. D'une manière générale, on proposera d'évaluer l'impact des pratiques agricole sur ces transferts.

1.6. Les échelles

Les échelles d'évaluation de la contamination des eaux superficielles par les pesticides sont multiples. On peut appréhender ce problème aussi bien à l'échelle parcellaire qu'à l'échelle nationale (Devillers et al., 2005). En fonction de l'échelle choisie, les processus pris en compte, les variables nécessaires à l'étude du phénomène ainsi que la forme des résultats sont différents. A l'échelle parcellaire ce sont les impacts des pratiques agricoles précises combinées à un milieu donné qui permet la quantification des pertes de pesticides vers les eaux de surface. A l'échelle nationale, on peut utiliser des données globales sur les ventes de pesticides par région ou des pratiques moyennes (culture dominante) comme indicateur du niveau de contamination de l'environnement. En fonction de l'échelle choisie, les objectifs des utilisateurs et donc les outils sont différents : à l'échelle de la parcelle, l'outil généralement s'adresse à l'agriculteur ou au conseiller agricole, à l'échelle du territoire national, il peut être utilisé pour l'évaluation de politiques environnementales.

L'évaluation des politiques environnementales à l'échelle nationale ne permet généralement pas de prise en compte des processus ou de cibler les causes. Les outils utilisés dressent un constat global à posteriori sur l'état de l'environnement, du marché ou des pratiques (p.e., IFT, indice de fréquence de traitements).

En tant qu'agronome, nous nous intéressons à l'impact des pratiques agricoles, et plus précisément des pratiques phytosanitaires, sur la qualité des eaux de surface. On considère que l'échelle pertinente pour l'évaluation des risques liés aux pratiques phytosanitaires pour les eaux de surface est le bassin versant. Les quantités de pesticides ruisselées en sortie de parcelles sont souvent éloignées de celles que l'on retrouve à l'exutoire du bassin versant (Bedos et al., 2002b). A l'échelle du bassin versant, plus de processus entrent en jeu qu'à l'échelle parcellaire. Ainsi l'évaluation globale des pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant permet d'avoir une meilleure estimation des quantités de pesticides retrouvées dans les eaux de surface. L'exutoire du bassin versant est souvent directement

relié à un compartiment d'eau de surface ; l'estimation de la contamination de l'eau en sortie de bassin versant renseigne de manière précise sur l'état du compartiment d'eau de surface relié.

En termes d'aide à la décision, le petit bassin versant (<1km²) est l'échelle adéquate car, en plus de prendre en compte les processus liés à l'aménagement ou la distribution spatiale des parcelles, elle permet une localisation des situations à risque au sein du bassin versant et une évaluation des pratiques individuelles des exploitants. Les actions correctives ou préventives peuvent donc être menées de manière ciblée. D'une manière générale, le bassin versant est l'échelle d'étude permettant de relier les causes de pollutions (l'échelle parcellaire) aux effets sur la qualité de l'eau.

1.7. Les acteurs

Les acteurs impliqués dans la limitation des pollutions à l'échelle du bassin versant sont très divers (agriculteurs, animateurs de bassin, organisations professionnelles, gestionnaires de ressource en eau, etc.). Concernant l'atteinte des objectifs fixés par la directive cadre sur l'eau, les gestionnaires de la ressource en eau (Agences de l'eau, Syndicats de gestion de rivière, services régionaux de l'environnement) ont pour mission la restauration de la qualité de l'eau, le retour au bon état écologique d'ici 2015. Les collectivités territoriales ont pour obligation de garantir la qualité des ressources, notamment en matière d'eau potable. Ces organismes peuvent faire appel à des bureaux d'études pour mettre en place et/ou évaluer des systèmes de limitation des transferts de pesticides mais peuvent également assurer elles-mêmes ces fonctions. Les organisations agricoles peuvent jouer un rôle important dans la mise en place de projets agri-environnementaux comme c'est le cas en Champagne où le CIVC (Comité Interprofessionnel des Vins de Champagne) diffuse des outils d'évaluation des pratiques phytosanitaires (Phytochoix[®]) et prend part à des études d'impact des pratiques agricoles sur la pollution des eaux de surface à l'échelle du bassin versant (Hennebert et al., 2007).

1.8. Conclusion

L'importance des pertes de pesticides par ruissellement par rapport aux quantités appliquées est très dépendante des conditions de milieu, des produits utilisés et des méthodes d'épandage. Les taux de perte observés vont de 0.3 à 5% des quantités appliquées selon la revue établie par Wauchope (1978). On retiendra que le taux de perte se situent généralement entre 0.1 et 10% des quantités appliquées (Colin, 2000). Bien que les pertes de pesticides par ruissellement paraissent faibles par rapport aux quantités appliquées, la pollution diffuse des eaux de surface par ruissellement reste un problème environnemental majeur car elle dégrade la qualité d'une ressource primordiale. L'échelle pertinente pour l'étude de l'impact des pratiques agricoles et phytosanitaires sur la qualité des eaux de surface semble être le bassin versant. L'estimation de ce risque est nécessaire à l'évaluation des politiques

agricoles mises en place pour atteindre les objectifs de qualité de l'eau fixés par la directive européenne 2000/60/CE. L'évaluation de ce risque doit se faire grâce à des outils spécifiques. Durant la décennie 90, l'Europe a vu un important développement des protocoles d'estimation de risques environnementaux afin, entre autre, de soutenir les besoins législatifs. Un point sur les différents outils disponibles est présenté dans le paragraphe suivant.

2. Les méthodes d'évaluation :

Les organismes impliqués dans les projets de limitations de transferts de pesticides vers les eaux de surface à l'échelle du bassin versant doivent pouvoir justifier de l'efficacité des programmes mis en place. L'évaluation agri-environnementale est une étape clé pour le développement de systèmes de production durable, que ce soit pour évaluer l'impact de réglementations ou pour estimer les bénéfices d'améliorations mises en place (Meynard et al., 2002). Le schéma classique pour tout programme de développement ou toute démarche de qualité est le suivant :

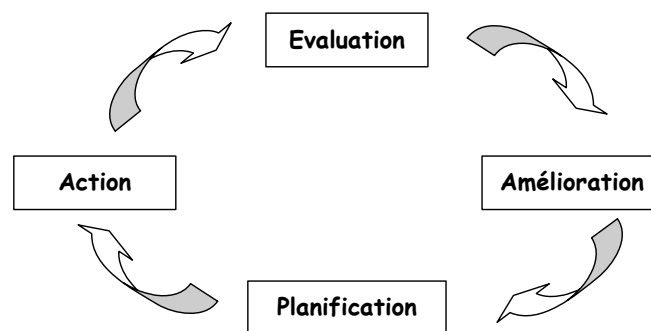


Figure 1.6. : Importance de l'évaluation dans les projets de développement

L'évaluation agri-environnementale des pratiques agricoles peut se faire grâce à différents types d'outils allant d'indicateurs simples (variables uniques ou agrégation simple) à des modèles mécanistes. Le choix de l'outil d'évaluation doit se faire en fonction des objectifs de l'utilisateur et du niveau de connaissance du processus étudié à l'échelle donnée (Girardin et al., 1999; Mitchell et al., 1995).

2.1. Les mesures directes :

Les mesures directes représentent une pratique courante pour estimer l'impact de l'agriculture sur l'environnement ; dans le cas de la contamination des eaux par les pesticides, les mesures de concentrations de pesticides sont effectuées (voir 1.2.). Ces mesures directes donnent une indication de la qualité des eaux mais ne permettent pas d'interprétation des résultats quand aux processus impliqués. Dans la section 1.3. nous soulevons le même problème quand à l'aspect intégratif des bioindicateurs ou à la ségrégation des sources de pollutions des eaux (d'origine urbaine ou agricole). De plus, les mesures directes ne peuvent faire état que d'une situation à posteriori et n'ont donc pas de pouvoir prédictif.

Approcher le fonctionnement d'un système par la mesure ne va donc pas de soit et nécessite une mise en relation avec les processus. A ce propos, Colin (2000) cite Ferreira et Smith (1988) qui parlent du mythe de la mesure de terrain, cette dernière n'approchant le processus étudié que de manière globale.

On peut également illustrer ce propos par l'exemple de la mesure des pertes de pesticides dans l'eau, en sortie de parcelle, qui ne permet pas de distinguer les effets de la volatilisation, de la photodécomposition ou de l'adsorption.

2.2. Les indicateurs :

Quand la réalité est trop complexe pour être appréhendée par des mesures directes on peut avoir recours à des indicateurs dont les définitions peuvent être les suivantes : *"les indicateurs fournissent des informations au sujet d'un système complexe, qu'il est difficile voire impossible d'évaluer directement, et ce en vue de le rendre compréhensible"*(Adriaanse, 1993 ; Mitchell et al., 1995) *"Ils facilitent l'interprétation et le jugement de ces systèmes relativement à un objectif et en relation à une norme, de sorte que les utilisateurs puissent prendre des décisions appropriées qui mènent à la réalisation de ces objectifs"*(Kerr, 1990).

Les mesures directes peuvent être considérées comme des indicateurs simples de l'état d'un système, cependant, on entend ici par indicateur, les indicateurs composites soit des outils d'estimation de risque ou d'impact. Ces outils agrègent de manière plus ou moins complexe des variables considérées influentes sur le processus à appréhender (Devilleers et al., 2005). Les résultats des indicateurs peuvent prendre la forme de scores (Van Der Werf et Zimmer, 1998), d'un classement relatif (Vaillant et al., 1995) ou d'une estimation quantifiée (Trevisan et al., 1999).

Les indicateurs s'expriment par une valeur qui n'a d'intérêt que comparée à une norme ou une référence (Kerr, 1990), afin d'évaluer l'écart par rapport à l'objectif fixé. Ils doivent répondre aux attentes des utilisateurs en offrant une réponse adaptée aux besoins de gestion, à l'aide décisionnelle et ce à partir de données accessibles tout en étant sensibles aux variations du système (Girardin et al., 1999). Les indicateurs ont de manière schématique trois utilisations possibles. La première consiste en un outil de diagnostic qui va mettre à jour des dysfonctionnements éventuels soit en prenant une « photographie » à un instant « t » de l'exploitation soit en faisant le suivi sur une période plus longue. L'autre utilisation est l'outil d'aide à la décision qui évaluera à posteriori le degré d'atteinte des objectifs ou à priori les effets potentiels d'un changement dans une pratique culturale. La troisième voie est l'utilisation de l'indicateur comme un outil de communication (Girardin et al., 2005).

La méthode d'évaluation par indicateurs s'expose tout de même à deux critiques, la simplification et la justification de sa valeur scientifique. Cette étape nécessaire de simplification qui consiste à condenser l'information à partir des données de base, doit, si on ne veut pas porter le flanc à la critique, être élaborée avec soin pour que la perte d'information ne *"déforme pas de façon significative la réponse à la question"* (Girardin et al., 1999).

2.3. Les modèles

Des modèles de simulations des transferts de pesticides des parcelles agricoles dans l'environnement ont été développés depuis plus de trente ans pour comprendre les processus hydrologiques, chimiques et physiques qui les constituent (Wauchope, 1978). Il existe différentes catégories de modèles.

Une ségrégation peut être faite par rapport au niveau d'intégration des processus : les modèles mécanistes décrivant tous les processus simulés, les modèles conceptuels qui intègrent des concepts permettant de simplifier la modélisation (p.e., bilan hydrique journalier, Arnold et Fohrer, 2005) et les modèles empiriques qui se basent sur des relations « entrées-sorties » (méthode d'estimation du ruissellement « Curve Number » de USDA SCS, Mack, 1995). Il existe des modèles hybrides, combinant des modules mécanistes et empiriques (p.e., le modèle PRZM présenté dans le chapitre 2, partie 3).

Bien qu'ayant pour problématique la limitation des transferts et/ou du ruissellement et de l'érosion, les modèles sont généralement peu utilisés tel quel pour l'action de terrain (Pineros Garcet et al., 2006). La précision de leurs résultats est contrebalancée par une utilisation ardue pour des non spécialistes. Les problèmes de l'accessibilité des données et des paramètres d'entrée, de l'impact de leur précision sur les résultats (Dubus et al., 2003b) ou encore de la sensibilité à la calibration (Chahinian et al., 2005; Rouhani et al., 2007) sont le plus souvent des obstacles à l'utilisation des modèles en routine.

2.4. Vers des méthodes mixtes :

Ces dernières années le développement de méthodes couplant la modélisation et les indicateurs a fortement augmenté. Des indicateurs fondés sur des résultats de modélisation existaient déjà depuis quelques temps (EIQ, Kovach, 1992) mais de nouveaux projets, plus ambitieux ont vu le jour dans les années 2000. L'intérêt de ces méthodes réside dans le compromis entre applicabilité et précision. La diffusion et l'amélioration des outils informatiques ont largement contribué à l'essor de ces méthodes (Chen, 2004).

Il s'agit ici de métamodélisation sous formes diverses. Les relations entre les données d'entrée et les sorties d'un (ou plusieurs) modèle sont étudiées pour ensuite pouvoir identifier les variables prépondérantes et simplifier l'utilisation du modèle (Haberlandt et al., 2002; Johansson et al., 2004). L'amélioration des performances de calcul des outils informatiques ont permis d'effectuer de plus en plus de simulations et donc de tirer des conclusions quant au comportement des modèles (Dubus et al., 2003a). La métamodélisation peut être symbolisée par le schéma présenté en figure 1.7..

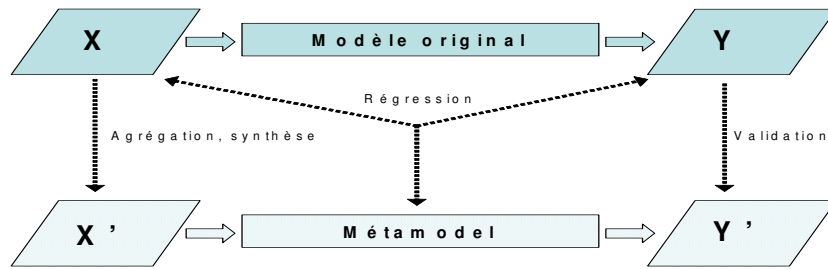


Figure 1.7. : Principe de la métamodélisation, source : Tiktak, 2007

Le projet FOOTPRINT (Dubus et al., 2007) va plus loin en constituant une base de données simulées recensant toutes les situations possibles en Europe et les pertes de pesticides simulées associées. L'utilisateur n'a plus qu'à situer sa parcelle pour obtenir une quantité de pesticide perdue simulée en fonction de ses pratiques. Les résultats quantitatifs sont dans beaucoup de cas rapportés à une norme ou transformés en scores afin d'être plus utiles à l'aide à la décision.

2.5. La spécificité de l'évaluation à l'échelle du bassin versant

La diversité des méthodes d'évaluation des contaminations des eaux de surface par les pesticides à l'échelle du bassin versant est importante. On retrouve pour cette problématique les mêmes types d'outils que ceux présentés précédemment, à savoir, des indicateurs, des modèles et des méthodes mixtes. Ces différents types d'outils sont généralement associés à des objectifs et même à des disciplines particulières. Par exemple, les modèles hydrologiques sont préférentiellement développés par des hydrologues ou des physiciens en vue de prédictions quantitatives de contaminations alors que les indicateurs et les méthodes mixtes sont plutôt orientés vers l'aide à la décision et issus de l'Agronomie (voir tableau 1.2.).

L'estimation de risque à l'échelle du bassin versant est plus complexe qu'à l'échelle de la parcelle de par la variation spatiale et temporelle des facteurs (Domange et Capri, 2006). Les indicateurs simples sont généralement moins performants qu'à l'échelle parcellaire. Par exemple, la quantité de pesticides appliquée sur le bassin versant n'est, dans certains cas, pas proportionnelle aux pertes à l'exutoire (Bedos et al., 2002b; Lecomte, 1999). Le fondement de l'évaluation sur des mesures directes et son interpolation à différentes situations se heurtent à la grande diversité des structures des bassins versants. Le succès d'une action de limitation de transfert ne peut donc être assuré en dehors du bassin versant pour lequel elle a été établie. La modélisation et la compréhension des processus sont donc essentielles à l'évaluation des pratiques à cette échelle.

Tableau 1.2. : Quelques outils d'évaluations de la contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin versant

Méthode	Approche	Discipline	Objectif	Type de sorties	Date de création	Auteurs
CORPEN	Indicateurs simples /Cartographie à dire d'expert	Agronomie	Aide à la décision	Recommandation/ carte	1992	CORPEN
I-PHYBV	Indicateur / arbres de décision / systèmes experts	Agronomie	Aide à la décision	Score	2004 en cours	Thiollet-Scholtus (LAE)
SACADEAU	système d'apprentissage à partir de simulations	Agronomie / Hydrologie	Aide à la décision	Recommandation/ cartes	2005 en cours	Tortrat (INRA Rennes)
FOOTPRINT CRS	Modélisation / métamodélisation	multidisciplinaire	Aide à la décision	Recommandation / cartes	2006 en cours	Dubus et al. (projet européen)
SWAT	Modélisation conceptuelle et empirique	Hydrologie / Agronomie	Prédiction	Quantitatives	~1998	Arnold et al. (USDA)
MHYDAS	Modélisation à bases physiques	Hydrologie / Agronomie	Prédiction	Quantitatives	2002	Moussa et al. (LISAH)
MIKE SHE	Modélisation à bases physiques	Mécanique des fluides	Simulation des transferts	Quantitatives	1986	Abott et al., de Bryun (DHI)

Sources complémentaires : Borah et Bera (2003) et Payraudeau et Grégoire (2006)

Des méthodes de diagnostic peuvent permettre une appréhension spatiale des processus et fournir des outils d'aide à la décision à l'échelle du bassin versant.

La méthode CORPEN, définie par des groupes de travail ministériels (environnement et agriculture), permet d'établir un diagnostic des risques de transfert des pesticides vers les eaux de surface et des facteurs qui les favorisent à l'échelle du bassin versant (CORPEN, 1996). Cette méthode consiste en de la cartographie à dire d'expert couplée à des indicateurs d'expositions simples. Les objectifs sont :

- la caractérisation de la pollution
- l'identification de son origine (agricole, urbaine, autre)
- la détermination des pratiques en cause
- la définition des ressources en eau les plus vulnérables

Les éléments de diagnostic utiles à l'atteinte de ces objectifs sont les suivants :

- la caractérisation du milieu physique (sol, sous-sol, climat, topographie) qui amène à la détermination du processus dominant (ruissellement, lessivage, écoulements sub-surface)
- La mesure de la pollution
- L'occupation du sol

- L'identification des pratiques agricoles
- L'environnement socio-économique
- Les pratiques en secteur non agricole

La méthode CORPEN est donc une méthode de cartographie des risques de transferts de pesticides à priori. Elle permet de disposer de supports pour l'aide à la décision et l'action rapide, une fois l'expertise de terrain effectuée, grâce à la hiérarchisation des zones d'action (Colin, 2000; Réal et al., 1999).

D'autres méthodes d'aide à la décision existent comme l'indicateur I-PhyBV de la méthode INDIGO® (Thiollet - Scholtus, 2004). Cet indicateur est également fondé sur un système de règles de décision empiriques et expertes permettant d'appréhender le risque lié aux pesticides à l'échelle du bassin versant.

Les modèles de simulations restent cependant les outils les plus courants à l'échelle du bassin versant de par la complexité des processus en jeu. La prise en compte des variabilités spatiale et temporelle caractéristiques du bassin versant est un enjeu majeur pour l'évaluation.

Comme aux autres échelles, il existe des modèles conceptuels, des modèles mécanistes et des modèles empiriques. La particularité des modèles à l'échelle du bassin versant réside dans la prise en compte du spatial, il existe des modèles globaux, des modèles distribués (segmentation de l'espace de manière régulière) ou semi-distribués (segmentation de l'espace en fonction d'objets géographiques). Alors que les modèles globaux considèrent le bassin versant comme une unité de fonctionnement (paramètres et variables moyennés sur l'ensemble du bassin versant), les modèles distribués et semi-distribués prennent en compte la variabilité spatiale des paramètres et des variables d'entrée (Bedos et al., 2002b; Jayakrishnan et al., 2005; Tortrat, 2005). Le pas de temps des modèles est variable. On distingue des modèles continus à plus ou moins long terme (pas de temps horaire et/ou journalier) et des modèles évènementiels. Les modèles continus sont utiles pour l'analyse des effets à long terme des changements hydrologiques (p.e. : changements de pratiques agricoles) alors que les modèles évènementiels sont nécessaires à l'évaluation de la conduite du bassin versant en cas de crue (Borah et Bera, 2003).

Depuis la création du premier modèle hydrologique à l'échelle du bassin versant (SWM) au milieu des années 60, des dizaines de modèles ont été développés comme en atteste l'importante littérature consacrée à ce sujet (Chen, 2004). Le tableau 1.3. décrit les caractéristiques de quelques uns.

Tableaux 1.3. : Description de quelques modèles à l'échelle du bassin versant

Modèle	Type			Représentation de l'espace			Représentation temporelle		Source
	Mécaniste	Conceptuel	Empirique	Global	Semi-distribué	Distribué	Continue	Évènementielle	
MHYDAS	X		X*		X			X	Moussa et al.2002
SWAT		X	X**	X			X		Arnold et Allen, 1996
MIKE SHE	X					X	X		Borah et Bera, 2003
AGNPS			X			X		X	Borah et Bera, 2003
GR5-pesticides		X		X				X	Payreaudeau et Grégoire, 2006
STREAM-Pesticides		X			X			X	Lecomte, 1999
LIQUID model	X					X	X		Branger, 2007
SACADEAU model		X			X		X		Tortrat, 2005

X* : Estimation du ruissellement au choix

X** : Estimation du ruissellement par la méthode des Curve Number

LIQUID_model et SACADEAU_model : modèles hydrologiques des projets LIQUID et SACADEAU

Comme nous l'avons souligné précédemment, les modèles souffrent généralement de leur grande consommation de paramètres. Même si des efforts sont faits pour réduire le nombre de paramètres et de variables d'entrée dans le cas de la modélisation conceptuelle ou empirique, ceux-ci restent souvent d'un coût prohibitif pour une utilisation en routine. Une phase de calibration et de paramétrisation est nécessaire pour chaque bassin versant (Chahinian et al., 2005; Durand et al., 2002). L'utilisation d'un modèle comme outil d'aide à la décision est donc conditionnée par le suivi expérimental du bassin versant (mesures de débits/concentrations à l'exutoire sur plusieurs années, données météorologiques précises,...).

Une autre critique pouvant être émise à l'encontre de l'utilisation de modèles comme outils d'aide à la décision est le niveau d'incertitude lié aux résultats. Malgré la quantité de données d'entrée nécessaires à leur calcul, les résultats peuvent être assez éloignés des mesures de terrain (Dubus et al., 2003b). La différence entre les résultats de modélisation et les données de terrain est due essentiellement à deux types d'erreurs : celles liées au modèle et celles liées aux données d'entrée (Chaubey et al., 2005; Wallach et al., 2002).

Comme le souligne Rivington et al. (2006), il y a souvent une différence entre la sophistication des modèles développés pour représenter les processus naturels et la possibilité d'obtenir des données biophysiques pour l'application du modèle. On notera, par exemple, qu'une des variables les plus sensibles pour l'estimation de la production de ruissellement est le Ks (coefficient de conductivité hydraulique à saturation, Moussa et al., 2002; Ndiaye et al., 2007). La variabilité spatiale et temporelle de la conductivité hydraulique est avérée et rend donc sa mesure très incertaine même à faible échelle (Chahinian et al., 2006; Javaux et Vanclooster, 2006; Stenemo et Jarvis, 2007; Touma et al., 2007).

Parallèlement, il ne faut pas oublier que les erreurs peuvent également provenir des données de terrain elles-mêmes. L'incertitude liée aux mesures de terrain fait également l'objet de nombreuses études (Domange, 2005).

Les méthodes mixtes représentent alors une alternative intéressante. L'objectif de ces méthodes est d'utiliser la modélisation comme support d'aide à la décision tout en limitant la complexité de l'utilisation et en essayant de conserver une incertitude minimale. La méthode SACADEAU (Système

d'Acquisition de Connaissance pour l'Aide à la Décision sur la qualité de l'EAU) développée par Tortrat (2005) puis Trépos (2008) est tout à fait dans la lignée de ces nouveaux outils. L'outil SACADEAU s'appuie sur un modèle de simulation du désherbage des cultures et du transfert des herbicides à l'échelle du bassin versant afin d'en évaluer les conséquences sur les eaux de surface. Après avoir été calibré et paramétré sur le bassin versant d'application, grâce à l'utilisation de techniques d'apprentissage, l'outil est capable de traduire des requêtes d'utilisateurs en scénarii de simulation. Cette méthode évite donc à l'utilisateur d'entrer lui-même les variables des modèles. Parallèlement, un travail sur la traduction des résultats des modèles en recommandation d'actions a été mené (Trepos, 2008). Un outil comme SACADEAU a donc plusieurs avantages par rapport à l'utilisation directe d'un modèle. Cependant, la phase de calibration / paramétrisation est aussi, voire plus importante que dans le cas d'une application de modèle. En effet, la traduction requête / scénario et résultats / recommandations nécessite un lourd travail propre à chaque bassin versant.

A terme, le projet a pour ambition de s'absoudre de cette calibration en constituant une base d'apprentissage à partir d'exemples assez nombreux pour pouvoir tirer des règles générales sur les comportements de bassins versants.

La question de la représentativité de la base d'apprentissage se pose toujours à l'échelle du bassin versant. Bien que l'outil FOOTPRINT présenté plus haut ambitionne de simuler tous les scénarii possibles à l'échelle européenne, cette méthode est envisageable à l'échelle parcellaire (Dubus et al., 2007) mais difficilement à l'échelle du bassin versant, vu la complexité et la spécificité de chaque bassin versant.

2.6. Conclusion

Il existe un grand nombre d'outils visant à l'évaluation des transferts de pesticides. Les indicateurs sont surtout présents à l'échelle parcellaire alors qu'à l'échelle du bassin versant les modèles sont les plus couramment utilisés. Ces deux méthodes présentent chacune des avantages et des inconvénients, l'une favorisant l'accessibilité de données et la compréhension de l'outil par les utilisateurs, l'autre la simulation des processus. De plus en plus de méthodes mixtes fondées sur la complémentarité entre modèles et indicateurs et/ou sur la métamodélisation se développent.

A l'échelle du bassin versant, la diversité structurale des bassins versants pose le problème de la calibration des modèles de prédiction. L'extrapolation des résultats obtenus sur un bassin pour une application plus large n'est pas préconisée (Wallach et al., 2002). Il en va de même pour l'utilisation d'un modèle empirique en dehors de sa zone de détermination. Il n'existe donc aujourd'hui pas encore d'outil opérationnel et facilement transposable d'aide à la décision à l'échelle du bassin versant.

3. Conclusion et problématique

3.1. Un indicateur pourquoi, pour qui ?

La contamination des eaux de surface est un problème important en France au vu, notamment, de la dépendance de la production d'eau potable à la qualité des eaux de surface. Parmi les différents modes de transferts possibles des pesticides dans l'environnement, les pertes de pesticides par ruissellement depuis les surfaces agricoles contribuent de manière variable mais souvent significative à cette pollution.

Le bassin versant semble l'échelle la plus pertinente pour l'évaluation du risque lié aux pertes de pesticides par ruissellement, car elle permet de prendre en compte à la fois les pratiques agricoles individuelles et la répartition spatiale de ces dernières. Etant reliés aux compartiments d'eau de surface, les bassins versants sont également l'unité de base de l'évaluation des pollutions à grande échelle (rivière, fleuve, etc.).

La mise en place de réglementations concernant la qualité de l'eau impose une diminution des émissions de pesticides vers les eaux de surface. Des projets agri-environnementaux tendant à limiter les transferts de pesticides par ruissellement en changeant les pratiques ou les aménagements au sein d'un bassin versant se développent (Hennebert et al., 2007) et l'évaluation de leur efficacité est nécessaire. Les gestionnaires de bassin versant ou les coordinateurs de projets agri-environnementaux doivent pouvoir évaluer le risque lié aux pertes de pesticides par ruissellement. Cette évaluation peut se faire ex-post, évaluation de la situation en l'état et identification des situations à risque, et ex-ante pour pouvoir comparer l'effet de différents scénarii sur les pertes de pesticides par ruissellement.

3.2. Un indicateur comment ?

L'état de l'art sur les méthodes d'évaluation des risques liés aux pertes de pesticides par ruissellement existantes à l'échelle du bassin versant nous a montré qu'il existe actuellement deux grand types d'outils, (i) des indicateurs et des méthodes expertes qui favorisent l'accès aux données et la rapidité d'application (Réal et al., 1999; Thiollet - Scholtus, 2004) et (ii) des modèles de simulations qui tentent d'estimer au plus juste les quantités de pesticides perdues souvent au prix de l'applicabilité de l'outil (Borah et Bera, 2004).

Cependant, la frontière indicateur – modèle est de plus en plus floue. L'émergence de métamodèles, simplification des modèles, et d'indicateurs intégrant de plus en plus de processus contribue à l'abolition de cette typologie d'outils. Malgré les récentes avancées dans ce domaine (Dubus et al., 2007; Trepos, 2008), on ne peut encore conclure sur l'efficacité de telles méthodes, la plupart de ces projets étant actuellement en cours.

En 2007 le bureau d'étude Envilys et l'UMR LISAH (INRA, IRD, SUPAGRO) lancent un projet d'outil d'évaluation de la qualité de l'eau à l'échelle du petit bassin versant (BVMod-Phyto). Dans le cadre de ce projet, une concertation entre acteurs a été mise en place afin de définir un cahier des charges pour la construction d'un outil de gestion des pollutions diffuses par les pesticides à l'échelle de petits bassins versants agricoles (Fovet, 2007). Les acteurs réunis appartiennent aux différents organismes concernés par cette problématique à savoir : les Agences de l'eau, les services d'état (DIREN, DRAF), les industriels phytosanitaires (Syngenta Agro SAS, Bayer CropScience), la recherche (INRA, Cemagref, ENGEES) et les bureaux d'étude en environnement (Envilys). Il ressort de ces concertations plusieurs besoins exprimés par les acteurs pour le développement de l'outil idéal :

- Besoin de **prédiction** : les facteurs dominants doivent pouvoir être identifiés et hiérarchisés, les actions de limitation des transferts doivent pouvoir être comparées en termes d'impact.
- Besoin de **généricité** : L'outil devrait être applicable à tout type de site, notamment des sites non expérimentaux, il devrait être extrapolable à des sites géographiques différents et des contextes climatiques variés.
- Besoin d'**opérationnalité** : limiter la lourdeur de la récolte des données d'entrée, possibilité d'évaluer le coût de la mise en œuvre de l'outil pour s'assurer de leur adéquation avec le financement du projet, assurer la fiabilité des résultats quel que soit l'utilisateur avec un niveau de compétence minimum à préciser.
- Besoin de résultats **valorisables et compréhensibles** : nécessité de pouvoir communiquer sur la base de l'outil pour sensibiliser les acteurs.

Nous nous proposons donc de construire un outil d'évaluation du risque d'exposition des eaux de surface lié aux pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant. Lors de notre étude, nous allons essayer de nous rapprocher au mieux de « l'outil idéal » décrit ici.

La problématique de notre étude peut donc s'énoncer sous forme de plusieurs questions : Comment évaluer de manière simple une situation et des processus complexes ? Comment évaluer de manière opérationnelle et générique la contamination des eaux de surface par les pesticides agricoles à l'échelle du bassin versant ? Quel compromis trouver entre l'applicabilité de l'outil et la précision des résultats ?

En tant qu'agronome, il nous importe plus d'évaluer l'effet des pratiques agricoles sur la pollution des eaux de surface par les pesticides que de décrire les processus en jeu. Dans cet optique, il est pertinent de construire un indicateur bassin versant selon la démarche « bottom-up », agrégation des indicateurs parcellaires pour aboutir à un indicateur bassin versant. Cette méthode va nous permettre de fournir un

outil d'aide à la décision agricole. Le développement de l'outil va donc se faire en deux phases. La première consiste en la construction d'un indicateur parcellaire du risque d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides par ruissellement. Ce dernier est fondé sur la reconstruction d'un indicateur existant, I-Phy (Van Der Werf et Zimmer, 1998). La deuxième phase du développement de l'indicateur consiste en la caractérisation des processus émergents à l'échelle du bassin versant. L'évaluation de la connectivité parcelle – réseau hydrographique sera principalement traitée. Le fil conducteur méthodologique de ces travaux est le couplage modélisation / indicateur.

Dans une dernière partie, on tentera d'évaluer l'applicabilité de l'indicateur. Les notions d'opérationnalité et d'accessibilité des données seront discutées en fonction des échelles et des objectifs.

Chapitre 2 : Evaluation parcellaire des pertes de pesticides par ruissellement

Résumé :

L'évaluation du risque de pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle parcellaire est un préalable à l'évaluation à l'échelle du bassin versant. L'indicateur I-Phy, indicateur parcellaire du risque lié aux pratiques phytosanitaires vis-à-vis de l'environnement développé par Van Der Werf et Zimmer en 1998, présente une composante « eaux de surface » qui permet l'estimation de ce risque. Ce module « eaux de surface », fondé actuellement sur un système expert, a été remanié en estimant ses résultats grâce à des sorties de modèle. La « re »construction de cet indicateur est développée sous la forme d'un article soumis à la revue « Environmental Modelling and Software ». Des discussions concernant la fixation des seuils ou l'intégration de certaines variables dans le nouvel indicateur I-Phy_{esu}, fondées sur des tests de validation comparés, font suite à cet article. En conclusion, nous nous intéressons à la comparaison de la nouvelle et de l'ancienne version de l'indicateur en termes de performance de prédictions mais également de reproductibilité et de transparence de la méthode de construction.

1. Introduction

Au sein d'un petit bassin versant agricole (<1km²), la parcelle est l'unité spatiale d'action. Généralement, un bassin versant est constitué de parcelles de plusieurs exploitations agricoles ce qui entraîne une mosaïque de pratiques sur le bassin. La réussite d'un projet de développement dépend en partie de l'implication des acteurs (Dufumier, 1996; Van Cauwenbergh et al., 2008). La diversité des pratiques doit donc être prise en compte afin de sensibiliser personnellement les exploitants et leur apporter une aide au cas par cas. Pour ce faire, l'évaluation des pratiques à l'échelle de la parcelle agricole est un préalable essentiel au développement d'un indicateur à l'échelle du bassin versant.

De plus, sachant que l'on cherche à estimer l'impact des pratiques agricoles sur les pertes de pesticides vers les eaux de surface à l'échelle du bassin versant, pour un conseiller agricole ou un gestionnaire de bassin versant, il est important d'avoir des informations sur les comportements parcellaires. Ces dernières peuvent être utilisées dans le cadre d'une évaluation ex-post pour estimer l'impact des pratiques en place ou ex-ante pour simuler les effets de changements de pratiques.

2. L'indicateur I-Phy

I-Phy (Ipest en anglais dans l'article) est un indicateur parcellaire d'évaluation d'impact des pratiques phytosanitaires sur l'environnement. C'est un indicateur qualitatif constitué de quatre modules évaluant le risque de contamination des eaux de profondeur (REPRO), des eaux de surface (RESU), de l'air (RAIR) et un module Dose (ou Présence), représentant la dose de produit appliquée. Ces risques sont ensuite agrégés pour chaque substance active utilisée lors d'un traitement (I-Phy_{sa}). Le score de I-Phy résulte finalement de l'agrégation des risques par substance active pour un programme de traitement. I-Phy est un indicateur statique qui ne prend pas en compte de manière explicite le temps.

Quelque soit le niveau d'agrégation, le risque vis-à-vis de l'environnement est exprimé par un score entre 0 et 10 ; 0 représentant la situation la plus défavorable et 10 la plus favorable. Cette échelle exprimant une performance environnementale a été préférée à l'échelle de risque entre 0 (absence de risque) et 1 (risque maximal) pour mettre en phase l'indicateur avec les autres indicateurs de la méthode INDIGO (Bockstaller et Girardin, 2006). Mais il est tout à fait possible d'utiliser l'une ou l'autre échelle, le passage se faisant par simple translation.

La méthode de construction et de calcul de I-Phy est fondée sur un système de règles de décision associées à la théorie des sous-ensembles flous (Van Der Werf et Zimmer, 1998). Cette méthode permet la prise en compte des interactions possibles entre variables lors de l'agrégation quelque soit leur nature. Ces règles de décision rendent également compréhensibles la construction et le fonctionnement de l'indicateur pour l'utilisateur (voir figure 1 de l'article présenté en partie 3).

3. Amélioration du module « eaux de surface » de l'indicateur I-Phy en vue de son utilisation pour un indicateur bassin versant

Nous avons isolé le module « eaux de surface » de l'indicateur I-Phy pour estimer spécifiquement l'impact des pratiques agricoles sur les pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle parcellaire. Afin d'actualiser ses fondements et de le rendre compatible avec nos objectifs (développement d'un indicateur bassin versant) nous avons révisé ce module et en avons fait un indicateur à part entière I-Phy_{esu} (Ipest_{sw} en anglais dans l'article).

Developing a surface water exposure risk indicator: combining modelling and expert knowledge

Wohlfahrt J¹, Bockstaller C, Girardin P.

INRA UMR 1121 INPL-(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar – 28, rue de Herrlisheim BP 20507, 68021 Colmar Cedex, France

Tel: 0033 (0)3 89 22 49 26

Fax: 0033 (0)3 89 22 49 21

Email: wohlfah@colmar.inra.fr; bockstal@colmar.inra.fr; girardin@colmar.inra.fr

Abstract

Evaluation tools are needed to assess the impact of agricultural practices on pesticide losses in the environment and also to improve the environmental performance of agricultural management systems. Ipest (INDIGO[®] method) is a qualitative indicator developed to assess the potential impact of a pesticide application in a field crop. This tool is based on expert systems associated to fuzzy set theory. The aim of this work is to improve the accuracy of the assessment of pesticide losses by runoff in the Ipest indicator. We propose to improve the indicator by basing scores on modelling results. With this aim, we simulated pesticide losses under various conditions with the PRZMv3.12 model. Different from the first version of the indicator, the aggregated variables used to build the decision tree and final scores are now based on modelling quantitative results. The importance of expert knowledge when using models is discussed. Because the demand for simplicity in evaluation tools is increasing, the methodology developed here keeps the "user-friendly" side of an indicator while integrating more information by means of modelling results.

Key-words: indicator; runoff; decision tree; modelling; fuzzy set theory, expert knowledge

¹ Corresponding author

1. Introduction

Pollution of water bodies by pesticides has been a great concern since the '90s and is a concern with respect to the sustainability of current intensive cropping systems. Point source pollution due to the management of pesticides in farm yards and on fields before and after spraying can be a major source of transfer to the surface water (Frede,1998). However, non-point source pollution is not negligible. Pesticide losses by runoff are one of the main pathways for losses to surface water bodies in addition to drift and subsurface flow (Flury,1996) . There is agreement in the literature on the need for an assessment tool that provides different stakeholders with information (Levitan,2000, Reus, et al.,2002).

Direct field measurements of pesticide impact or exposure are difficult, and often impossible to carry out due to methodological and cost problems. Scientists generally prefer mechanistic models approach. Models can give results of uneven quality depending on the quality of the data and on user knowledge (Dubus, et al.,2003, Wallach, et al.,2002). As an alternative to simulation models in the agricultural decision process, a growing number of indicator-based methods have been developed. Indicators are aimed at meeting the need for useful tools for different stakeholders, including policy makers and members of their administration, scientists, advisers, or farmers themselves (Girardin, et al.,1999, Levitan,2000, Sanchez-Bayo, et al.,2002, Van Der Werf and Petit,2002).

Some widely-used indicators are based on very simple calculations, taking into account a few simple variables, including the treatment frequency index used by French authorities to evaluate pesticide risk reduction policy (Champeaux,2006). Such indicators are among the easiest to calculate but present a poor integration of processes (Bockstaller, et al.,2008). For example, they do not differentiate among pesticides or take into account the properties of the soil. More elaborate indicators such as operational models have been reviewed by different authors (Devillers, et al.,2005, Maud, et al.,2001, Reus, Leenderste, Bockstaller, Gutsche, Lewis, Nilsson, Pussemier, Trevisan, Van Der Werf, Alfarroba, Blumel, Isart, McGrath et al., Seppala,2002, Van Der Werf,1996). The latter described 43 pesticide indicators that have been developed in the last 15 years. For the specific case of pesticide runoff assessment, even if the aims are quite similar, the variables, outputs, calculation methods, and indicators can be really diverse (Table 1). Ipest (Bockstaller,2004, Van Der Werf and Zimmer,1998), developed in the INDIGO[®] method (Bockstaller et al., 1997), is a qualitative composite indicator based on expert knowledge, decision trees and fuzzy set theory (Van Der Werf and Zimmer, 1998). In the last decade, fuzzy logic has been applied to a growing number of applications in the development of pesticide risk indicators or the aggregation of a set of indicators into a sustainability index (Tixier, et al.,2007, Walter, et al.,1999) (Phillis and Andriantiatsaholiniaina,2001). The use of decision rules in the form of "if ... then" rules allows for presentation in a common language that is easy to understand for non-scientific users. The use of fuzzy sets provides an elegant solution to the problem of deciding on the cut-off values. But the selection of input variables, the variable weighting system, the elicitation

of decision rules and the reference values of indicators rest on literature, on experimental data and on expert knowledge. The former are often partial and cover only a small range of situations whereas the latter is quite subjective and poorly reproducible, remaining subject to discussion because of the introduction of bias. The proper selection of experts remains one of the main criticisms because of the lack of justification in most studies (Cornelissen, et al.,2003). Considering the work done in metamodelling (Pineros Garcet, et al.,2006), we assume that the mechanistic models may help developers to formalize indicator decision rules like those used to develop Ipest, (Van der Werf and Zimmer, 1998) in order to improve the integration of mechanism in the decision process (Bockstaller, et al., 2008). Those considerations and the evolution of general scientific knowledge since 1998 lead us to question the first version of the Ipest indicator. The aim of this article is then two-fold: first, to present a new version of the surface water component of Ipest, then to present a new indicator construction based on the use of a simulation model to derive decision rules.

Table 1: Assessing pesticide losses by runoff in different indicators.

Indicator	Time step	Pesticide runoff process											Type of aggregation	Scale	Output unit	Validation	Sources		
		Input variables needed																Runoff V ¹ calculation method	Pesticide availability calculation method
		Dose	DT50	Koc	Kd	Slope	Soil type	Rainfall V ¹	T ₀₂	Buffer zones	Type of crop	Season / θ_i^3							
EIQ	Static	X	X				X	X			X	X	Empirical: Curve numbers	DT50	simple	field	Score	Construction	Kovach et al. (1992)
SIRIS	Static	X	X										No	No	simple	region / nation	Rank « exposure – effect »	Construction	Vaillant et al. (1995)
Ipest	Static	X	X			X	X			X	X		Expert system: runoff potential score	DT50	inference method	field	Score	Construction and results	Van der Werf and Zimmer (1998)
SYNOPS	Dynamic: day	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	Empirical: Lutz & Maniak	1st order degradation kinetic + f(Kd)	multi-equation	field to nation	PEC ⁴ / Tox ⁵	Construction	Gutsche and Rossberg (1999)
EPRIP	Static	X	X	X		X	X	X					Empirical: EUPHDIS	Degradation kinetic + f(Koc)	multi-equation / inference method	field	PEC ⁴ / Tox ⁵	Construction	Trevisan et al. (1999)
PIRI	Static	X	X		X	X	X	X			X	X	Empirical: Lutz & Maniak	1st order degradation kinetic + f(Kd)	multi-equation	field / region / nation	PEC ⁴ / Tox ⁵	Construction	Kookana et al. (2005)
PestScreen	Static	X	X			X	X	X	X				Fugacity model: LRTP ⁶	Fugacity model: Pov ⁷	multi-equation	field to nation	Score	Construction	Juraske et al. (2007)
Rpest	Dynamic: week	X	X			X	X	X	X	X	X		SIMBA model	1st order degradation kinetic	multi-equation / inference method	field	Score	Construction	Tixier et al. (2007)

2. Material and methods

Girardin et al. (1999) proposed a methodological framework for the development of an environmental indicator with the following main steps:

- Identification of objectives and users
- Aggregation of information
- Setting of reference values
- Indicator sensitivity test
- Validation test

We followed those steps in the reconstruction of the Ipest indicator.

2.1. Preliminary choices: Identification of objectives and users.

The aim of the Ipest_{sw} (surface water) indicator is first to assess the sustainability of agricultural practices with respect to surface water pesticide contamination by runoff, and second, to help farmers in making decisions to improve those practices.

Potential users are farmers along with farm advisers. The results of the indicator have to be understandable and clear, and the inputs also have to be easily available. The availability of input data is a major concern for operational tools developers.

As we talk about improving agricultural practices, the scale of the indicator will necessarily be the field scale. The aim of the indicator is not to precisely measure pesticide losses from the field but to compare different practices and identify those that are more environmentally friendly. This indicator, then, also has an educational goal.

2.2. Construction of the indicator: Aggregation of information

Ipest_{sw} is based on an expert system, associating fuzzy logic as it was introduced by Van der Werf and Zimmer (1998) for the Ipest indicator. An expert system and fuzzy set theory can be used to aggregate different types of variables using expert scientific knowledge. This method is suitable for the assessment of complex situations that cannot be handled with conventional mathematical tools (means, sums, etc.). Figure 1 exposes a summary of the aggregation method.

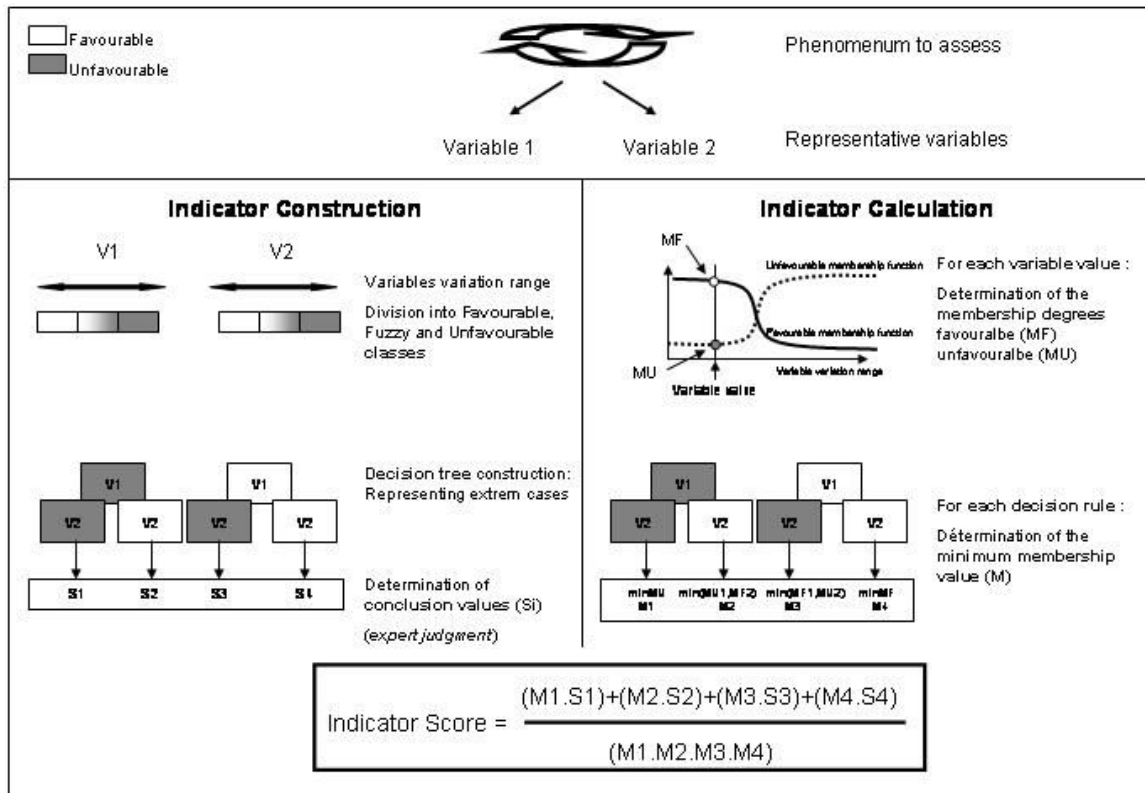


Figure 1: Summary of the aggregation process using expert systems and fuzzy logic (modified after Tixier, 2004)..

The use of fuzzy set theory (Zadeh, 1978) enables us to handle the concept of partial truth in opposition to classical set theory, in which an element either is or is not in a set. The use of this theory is particularly compelling when the variable values are imprecise or uncertain (eg: DT50, Koc) (Barreto-Neto and De Souza Filho, 2008). Fuzzy set theory addresses this type of problem by allowing one to define the "degree of membership" of an element in a set, between 0 and 1, by means of a membership function. For all input variables of the indicator (see table 4), we define two fuzzy subsets: F (Favourable), and U (Unfavourable), the variation range between those two sets is the fuzzy class. We based the membership function on expert knowledge or on the literature.

We then formulated a set of rules represented by a decision tree, setting output variables (indicator score) between 0 and 10 according to the membership of input variables to the fuzzy sets F and U. Sugeno's inference method is used to compute this final score (Tixier, Malezieux, Dorel, Bockstaller et al. Girardin, 2007, Van Der Werf and Zimmer, 1998).

The construction of indicators based on decision trees and fuzzy set theory consists of three steps:

- Selecting relevant variables
- Construction of the tree
- Determination of conclusion values: assessing risk for each variable combination (decision rule)

The first step of the indicator construction is the choice of the input variables (IVs) and the decision tree variables (DTVs), which could be the result of a simple variable pre-aggregation of IVs. This is done regarding their relevance considering the process under study and the availability for the potential user in a routine exploit.

The second step is the construction of the decision tree. The decision tree represents the extreme combinations of all DTVs (favourable and unfavourable states). The IV pre-aggregation takes each process into account (pesticide degradation, runoff generation), and is important for this step of the indicator development: the decision tree has to be understandable by users. As a large number of variables in the tree can be confusing, by pre-aggregating IVs, we limit the number of DTVs. On the other hand, aggregating IVs in a tree might lead to meaningless combinations of variables and avoid using all the information available on processes. For example, assessing pesticide availability requires at least two IVs: pesticide half-life, and time passed between pesticide application and runoff. Using a decision tree to calculate pesticide availability with those two variables doesn't seem right as we know an equation for pesticide availability calculation (degradation kinetics). Decision tree calculation method only helps to interpret processes that cannot be mechanistically modelled with simple data. Using a pre-aggregated measure of pesticide degradation in the decision tree instead of simple variables makes the indicator more reliable, as more information is integrated and fewer DTVs are represented in the tree.

2.3. Using a simulation model to set reference values

The third step of the development of the indicator is the determination of decision tree conclusion values, which means the attribution of scores for each DTV combination. Each extreme DTV states combination forms a rule. Each rule has a conclusion value. For example, if a decision tree has three DTVs, each DTV has favourable and unfavourable states; the decision tree will have eight rules and eight conclusion values. Instead of basing conclusion values on expert knowledge, as is done for the Ipest (Van der Werf and Zimmer, 1998) or the Rpest indicators (Tixier, et al., 2007), we opt for a simulation model to predict these values.

For this study, we choose to use the PRZMv3.12 model (Carsel, et al., 1986), as it is the one widely used in Europe dealing with surface water contamination, like for pesticide registration or more recently in the European FOOTPRINT project (Dubus, et al., 2007). Several authors confirm that the model shows an acceptable degree of prediction (Carbone, et al., 2002, Singh and Jones, 2002). PRZM is a dynamic and one-dimensional simulation model that aims to predict pesticide losses by runoff (Carsel, et al.). The model presents two components: one "hydrologic" component that simulates water flow and one "chemical transport" component that assesses pesticide losses. With respect to pesticide losses by runoff assessment, the runoff volume calculation is based on the curve numbers method from the USDA Soil Conservation Service (Boughton, 1989, United State Department of Agriculture, 1986).

Predictions are made on a daily basis. Output can be summarized for a daily, monthly or annual period. We choose to work with annual pesticide loss values ($\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$) for one year (April to March) and one application of pesticide. We considered only dissolved pesticide, as the bioavailability - which expresses general environmental risk for fauna and flora - of adsorbed pesticides is not yet well estimated and is still discussed (Maund, et al.,2002, Olvera-Hernandez, et al.,2004).

In order to establish a correspondence between PRZM input variables and DTVs, we considered two pesticide runoff scenarios: favourable and unfavourable regarding pesticide losses by runoff (Table 2). Variables taken into account are those playing a major role in the determination of pesticide losses by runoff, considering results from the literature and the construction of the PRZM model, and those that are available to users:

- pesticide characteristics (half-life, amount applied)
- curve number value
- time between pesticide application and runoff event

Table 2: Principal variable values chosen for simulations:

Variable	Value(s)	
	Favourable	Unfavourable
Curve number	81	88
Time between application and runoff (day)	25	1
Pesticide DT50 (day)	1	200
Pesticide application rate ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	0.01	5
Pesticide application characteristic	Soil applied	Constant
Pesticide Koc ($\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$)	10	Constant
Soil cover (%)	0	Constant
Field area	1 ha	Constant
Field slope	5 %	Constant
Crop	Corn	Constant
Annual rainfall	750 mm	Constant

Favourable and unfavourable values were chosen as DTV fuzzy class boundaries when PRZM input variables and indicator DTVs are identical (eg, pesticide rate applied). For the DT50 and “time before runoff” variables, as they are pre-aggregated in the “availability” DTV (degradation kinetic), the favourable and unfavourable values are set considering realistically variation ranges. For the Curve number variable (CN) representing the runoff potential of the field, its variations between favourable and unfavourable states may seem small when compared to its observed variation range (the smallest values could be less than 10 and the highest around 98 (Mack, 1995). The choice of two high values for CN (81 and 88) was motivated by the fact that, for our simulation conditions (see Table 2), runoff occurs only when CN is greater than 80. We could have concluded that when the “runoff potential”

was low, pesticide runoff was inexistent. However, we choose to simulate runoff even in the favourable case in order to measure the impact of the other variables on pesticide runoff and have an idea of the relative hierarchy of our decision tree rules. The runoff overestimation generated by this choice will be taken into account in the final indicator (see 3.1.). Meteorological variables are considered to be constant and represent an unfavourable situation. The exclusion of meteorological variables from the scenarios and from the indicator is linked to the "data availability" principle of the Ipest indicator (Bockstaller et al. 1997). As a matter of fact, rainfall intensity and even rainfall quantity are not easily available for farmers. Table 2 shows the values of the constants that were used for simulations.

Simulations have been done for each combination of favourable and unfavourable states for non-constant variables (values in Table 2). Results were converted from absolute numerical value to risk mark, corresponding to the indicator score range, in order to attribute each decision tree rule to a conclusion value. Indicator scores are based on conclusion values (see Figure 1). The correspondence scale used here is the one used in the INDIGO method. This scale is linked to an environmental performance: values vary between 0 and 10, which correspond to maximum risk and no risk, respectively. In this method, 7 is considered to be the acceptability threshold, the minimum acceptable environmental performance for the agricultural practice evaluated (Bockstaller, et al.,1997). Simulation results are converted to indicator scores by finding equivalence between the score of 7 and an acceptable pesticide loss level (the absolute value). As we assume that the variation range of the indicator score (between 0 and 10) will be less important than the range of simulation results, which are boundless, pesticide losses are distributed among log classes (from 0 to 100g.ha⁻¹) in order to keep good indicator sensitivity. Conclusion values are then fixed by the conversion of pesticide loss classes into indicator scores.

In the Ipest indicator, conclusion values were set by experts (Bockstaller,2004). Thus, the use of PRZM to determine conclusion values will contribute to the elicitation of the decision tree.

2.5. Sensitivity test

The sensitivity test reflects the functioning of the indicator and indicates the relative weight that input variables may have in the indicator score. The effect of realistic variation of the input variable on the final score is then evaluated (Van Der Werf and Zimmer,1998). Each input variable is varied over its entire range (from completely favourable to completely unfavourable), while the others are kept fixed at a median, favourable, or unfavourable value. Indicator scores were calculated for each 10% change in each variable across their extreme boundaries.

2.6. Outputs validation test

The purpose of the validation test is to evaluate the quality of prediction from an indicator by comparing indicator outputs with measured data. As Ipest is a qualitative indicator aimed at supplying information about the potential impact, it is obvious that a linear relationship between the indicator output and the field data cannot be expected (Bockstaller and Girardin,2003). Those authors proposed a probability test that consists of defining a "probability area" or "acceptance area" on a table that crosses indicator output classes with measured data classes. Depending on the percentage of points included in the area, the indicator may or may not be considered to be validated. The acceptance level depends on the context and intent of the user.

For this study, we considered data coming from three different data sets: one from the INRA experimental site (Agronomic Research National Institute of France) in Wintzenheim (Alsace, France) in 2006, and two from the experimental site of the IRH Group (France) in Baslieux-sous-Châtillon (Champagne, France) obtained in 2005 and 2006. Those last two data sets were produced as part of the European LIFE Project SWAP-CPP "Surface Water Protection Against Diffuse Crop Protection Products Release" (Hennebert, et al.,2006). All data came from experimental vineyard sites. Plant applications are considered to be ground applications, and the rate used for the indicator calculation is the application rate.

Runoff water was collected at the edge of the field for each runoff event. Pesticide analyses were done by a certified laboratory using validated analysis methods of pesticides in water. A large number of active ingredients were analysed. Active ingredients and experimental site characteristics are presented in Table 3.

For each active ingredient applied and measured in the edge of field runoff, the indicator was calculated. This score, associated with its score class, was compared to the corresponding measured data class. Relationships between indicator score class and measured data class were established as described in Chapter 2.4. The probability area was defined by means of the relationship established between scores and measured data, based on the sustainability threshold.

Table 3: Data sets characteristics

Sample characteristics						Pesticide characteristics ^a		
Localisation	Year	Number of experimental plots	Mean slope (%)	Sample number	Mean runoff volume (l)	Pesticide measured	DT50 (days)	Koc
Baslieux-sous-Châtillon	2005	14	20	186	15.98	Amitrole	15	91
						Chlorpyrifos	60	4460
						Dichlobenil	30	400
						Dimetomorph	30	450
						Dinocap	6	2900
						Fenhexamid	1	830
						Fludioxonil	10	12000
						Flumioxazin	20	889
						Flusilazole	95	1660
						Glufosinate-ammonium	14.5	220
						Glyphosate	32	1000
						Iprovalicarb	14.5	114
						Kresoxim-methyl	21	23
						Lufenuron	31	38800
Mepanipyrim	43	634						
Oryzalin	60	1000						
Pyrimethanil	30	280						
Quinoxifen	226	23358						
Baslieux-sous-Châtillon	2006	14	20	166	38.72	Same as in 2005 and		
						Cymoxanil	5	100
						Tebuconazole	54	1200
Wintzenheim	2006	4	3	114	7.01	Aclonifen	118	5400
						Amitrole	15	91
						Carbetamide	22	88
						Haloxypop	60	46
						Napropamide	48	462
Oryzalin	60	1000						

3. Results

3.1. Construction of the indicator

Lots of variables are involved in the pesticide loss by runoff process. Those variables are environmental characteristics such as meteorological data or soil properties; active ingredient characteristics like the degradation rate or the adsorption coefficient; and agricultural practices such as the type of pesticide used or the application rate (Chaplot and Le Bissonnais,2003, Klöppel, et al.,1997, Kreuger and Törnqvist,1998, Leonard,1990). Their relevance (frequency of appearance in the literature) and their availability for end-users guide us in the choice of the following variables as indicator input variables (IVs):

- Soil type and texture
- Field slope
- Anti-erosion practices
- Percentage of soil cover
- Active ingredient half-life
- Active ingredient application rate
- Time between application and runoff event

As we can see here, we chose a small number of variables compared to those cited in literature. It is often difficult to understand the real impact of any single variable on the process. For example, we decided not to use the Koc value of active ingredients because its impact on surface water contamination process cannot yet be well evaluated. A high Koc value can limit the mobility of a pesticide, but can also increase its adsorption on sediments which are then transported to surface water via erosion (Wauchope, et al.,2002). Here the bioavailability and the desorption properties of the active ingredient become the main variables to take into account (Laor, et al.,1996, Maund, Hamer, Lane, Farrelly, Rapley, Gogginet al.Gentle,2002). Because the conclusions are unclear, we prefer to consider the worst case scenario as is often done in risk assessment (Dubus,2004), assuming the total amount of active ingredients as available for runoff transport irrespective of Koc values. Moreover, lots of variables described in the literature are unavailable to farmers or technical advisers, including rainfall intensity, which would require specific monitoring. To meet the objective of data availability previously described (see 2.1), meteorological information was not included, because of its limited availability to potential users.

Compared to the original Ipest surface water component, we do not consider the toxicity of the active ingredient to be an input variable. Pesticide risk assessment would require taking into account the bioavailability of active ingredients. Assessing bioavailability typically requires on-site sampling (Moore, et al.,1998, Olvera-Hernandez, Martinez-Tabcheet al.Martinez-Jeronimo,2004, Owen, et al.,2002). Considering our desire for the indicator to be easy to use, we chose to develop an exposure

indicator more than a risk assessment method. Bioindicators or bioavailability measurement methods do exist and could be used in parallel with our indicator (Hussain, et al.,2008).

As we are dealing with the agricultural decision-making process, our final indicator must help end-users to quickly identify their problems with respect to pesticide pollution. Decision tree based indicators are then effective, as variables that imply a high level of pesticide loss can be immediately identified. These variables are identified by analysing the variables membership degrees to favourable or unfavourable classes while other indicators need comparison between several scenarios. The main limitation of an expert knowledge based decision tree is the number of decision tree variables (DTV) that can be aggregated. As the number of variables increases, the number of rules increases as well and expert decisions become harder to make. The fewer the DTVs, the easier and the more reliable the expert decision is. A compromise has to be found between the reliability of the expert decision (number of variables in the tree) and the precision of the indicator (the number of processes included). We chose to pre-aggregate the IVs into DTVs following the principle that agricultural pesticide pollution of surface water can be due either to hazardous agricultural practices (high rates or inappropriate active ingredients) or to field properties and/or location (eg: field slope, soil type, and distance to a river). Three DTVs were created: runoff potential, pesticide availability and pesticide rate. Details on DTV calculations and properties are presented in Table 4.

Table 4: Decision tree variables and input variables characteristics

Decision tree Variable (DTV)	Origin	Calculation	Fuzzy class range	membership function	Input variable (unit)
Runoff potential	Expert knowledge	Slope, Soil texture, agricultural practices	0-1	Linear function	Slope : mean slope (%) Soil texture : measured data (4 classes) Agricultural practices : soil cover, grassed strip
Availability	1 st order degradation kinetic	$e^{-\frac{\ln 2 \cdot t}{DT50}}$	0-1	Linear function	t : Time between application and runoff (days) DT50 : Half-life of the pesticide (days)
Rate	Direct measured values	Rate – CI + FW	10-5000 g.ha ⁻¹	Logarithmic function	Rate : pesticide rate applied (g AI ¹ / ha) Cover interception (CI) : soil cover (%) Foliar washoff (FW) : 10% of cover interception

¹ AI: active ingredient

"Runoff Potential" expresses the field property's impact on the generation of runoff (soil texture, agricultural practices) and propagation (slope, agricultural practices); "Availability" refers to the properties of the active ingredient in terms of degradation, and "Rate" is directly linked to the agricultural choices concerning the rate of pesticide application and the growth of the crop and/or soil cover plant. Although the variables "Availability" and "Rate" are related to management and

determine the amount of pesticide available for transfer, we chose not to combine them in order to distinguish the action of both variables. The variable "Availability" has a temporal dimension that includes pesticide degradation and the decision to spray, whereas the variable "Rate" encompasses another aspect that is linked to the amount of pesticide.

Comments can be made about membership functions for each DTV. The runoff potential membership function is linear, and a score ranging between 0 and 1 represents membership in the unfavourable class. For "Availability", the most common way to model pesticide degradation is with a first order degradation kinetic (see Table 1) (Gutsche and Rossberg,1997, Trevisan, et al.,1999). "Availability" membership functions are then linear. As availability varies between 0 and 1, it is not necessary to redefine favourable and unfavourable classes.

Relationships between pesticide loss and rate of application seem to be linear as predicted in most indicator or modelling works. PRZM modelling results show a linear relationship between those two variables. However, we decided not to use a linear function to express "Rate" as favourable or unfavourable, as this kind of function does not give results that are sensitive enough to help the decision process. As a matter of fact, using a linear function regarding the "Rate" variation range (0 to 5000 g.ha⁻¹) does not allow us to achieve the educational aim of the indicator (see 2.1). Using a log₁₀ function permit increasing faster the unfavourable membership degree, for example, when low rates (tens of g.ha⁻¹) are doubled or increased. The same observation can be made for a high rate when the high rate (eg: 5000 g.ha⁻¹) decreases but is still considered to be high (eg: 2500 g.ha⁻¹); the membership degree remains unfavourable with the selected function (Van Der Werf and Zimmer,1998). The example of determining the "rate" membership degree illustrates the conflict between the need to objectively assess pesticide exposure and the need to meet the goals of applicability and communication with farmers.

Once DTVs are obtained, a decision tree represents their favourable and unfavourable combinations as shown in Figure 2. Simulation results are also represented in this figure.

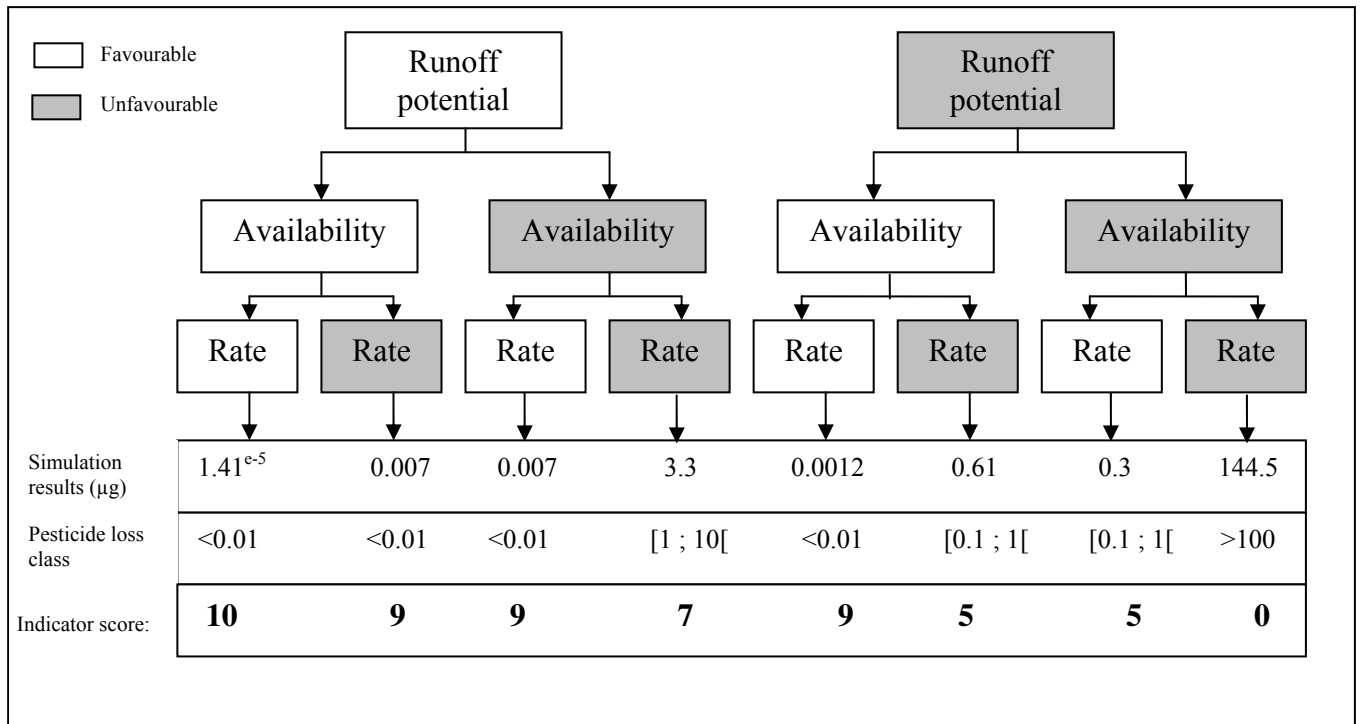


Figure 2: Decision tree structure and determination of conclusion values process

In this study, we are working with pesticide losses and not with concentrations. This is due to the fact that our indicator does not take into account the dilution process that occurs after runoff leaves the field. Risk estimation based on edge of field concentrations does not seem right as dilution will occur when runoff reach ditches or surface water compartment, whereas quantities of lost pesticides are not dependent on this phenomena.

As we are dealing with pesticide losses and not concentration, and as most authors work with pesticide concentrations and not losses, the acceptability threshold corresponding to a score of 7 was chosen based on our expert knowledge. The whole weighting system of the indicator depends on this value, as well as on the repartition of the losses and the scores.

The first point is that, considering the range of the simulation results (1.41×10^{-5} to $144.5 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$) and the scores (10 to 0), we cannot consider a linear relationship between those two values if we want to ensure a good sensitivity of the indicator. To keep this sensitivity and observe score variation even between "not too bad" and "good" agricultural practices, we chose to divide simulation results variation range into \log_{10} classes as shown in Table 5. We set the acceptable level of loss (minimum environmentally friendly value) at $0.1 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ after a sensitivity test. We tried setting different minimum environmentally friendly pesticide losses at the indicator score of 7 and found the best validation results with the value $0.1 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (results not shown). Table 5 summarizes the relationship between the simulation and the indicator scores.

Table 5: Relation between pesticide loss and indicator score.

Pesticide losses g.ha⁻¹	Associated scores
From 0 to 0.01	From 10 to 9
From 0.01 to 0.1	From 9 to 7
From 0.1 to 1	From 7 to 5
From 1 to 10	From 5 to 3
From 10 to 100	From 3 to 0
More than 100	0

Considering the "risk-averse" behaviour of the decision makers and the uncertainty associated with the indicator or with predictions (Jarvis, 3-6 September, 2007), we decided to limit the underestimation of risk by attributing the lowest boundary of each class, corresponding to the results of the simulation, as the conclusion value. For example, for the UFU decision rule ("Runoff potential" and "Rate" are Unfavourable, "Availability" is Favourable), the simulation result was 0.61g.ha⁻¹ (see Figure 2), the corresponding pesticide loss class was [0.1; 1[and the conclusion value was 5. As we can see in Figure 2, exceptions were made in two cases. For the completely favourable decision rule (every variable is completely favourable; an FFF decision rule), we propose that there is no risk of pesticide contamination by runoff and the indicator score will be 10. We also replaced the initial conclusion value of the FUU decision rule (first variable "runoff potential" is favourable; the others are unfavourable) because of the real preponderance of the runoff potential (see 2.3.). In order to obtain simulation results in terms of pesticide losses by runoff, we assumed that runoff occurred even in the favourable case. The curve number is then overestimated compared to the realistic favourable situations for the environment, eg, without runoff. This assumption allowed us to reconsider the directly calculated conclusion values with the simulation results by increasing them from 3 to 7. Considering the simple calculation of the runoff potential in the indicator (see Table 4), overestimating runoff during simulations avoids pesticide runoff underestimation by the indicator. Indicator validation is then necessary to ensure that the indicator score and field measure fitting.

3.2. Sensitivity test

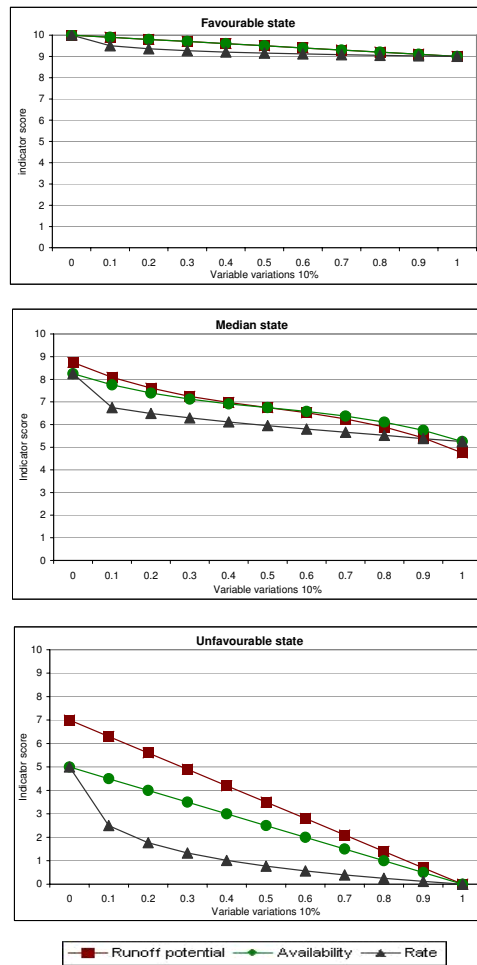


Figure 3: Sensitivity tests results

As shown in Figure 3, we can observe that availability and rate variations yield the same amplitude in indicator score variation. We then assumed the weight of those two variables was equal. When each varied from completely favourable to completely unfavourable, the indicator score varied from 10 to 9, 8.2 to 5.2 and 5 to 0 for the favourable, median and unfavourable states, respectively. Runoff potential variations imply the highest score variations of 4 and 7 points for the median and unfavourable states. We conclude that runoff potential seems to be the most influent variable in this process, an assumption that seems to be consistent as runoff can be considered to be the limiting factor. When runoff does not occur, pesticide losses by runoff are non-existent. In the favourable case, indicator scores vary only between 9 and 10 irrespective of the variable value. All variables, particularly runoff potential, can then be considered to be limiting factors in the pesticide runoff process.

3.3. Output validation test

Indicator scores	Measured pesticide losses by runoff (g/ha)				
	<0.001	[0.01;0.1]]0.1;1]]1;10]	>10
[10;9]	3				
]9;7]	186	18	10		
]7; 5]	135	53	39	4	
]5;3]	14	4	1		
<3					

Probability area
 Risk overestimation

Figure 4: Output validation test results: synthesis of the three datasets

Figure 4 shows that 97% of the tested data from the whole data set are in the probability area. The mean score value of the indicator is 6.9. We note that the score range (from 3 to 10) covers almost the possible score variation range due to a good sensitivity already noticed in the sensitivity test. Bockstaller and Girardin (2003) fixed the validation threshold at 95%. Considering this limit, the indicator could be considered to be validated. However, we can see that there, the risk overestimation is as high as 84%.

4. Discussion and conclusion

The aim of this study was twofold: to develop a new version of the Ipest indicator for the surface water component, and to present a new approach for the development of a decision tree using fuzzy set theory for the development of an indicator like Ipest.

Reconsidering the surface water component of the Ipest indicator as developed by Van der Werf and Zimmer (1998) led us to a new indicator that aims to assess the surface water exposure regarding pesticide losses by runoff risk. Compared to the initial version of the Ipest surface water component, we introduced new mechanisms for the degradation kinetic that allowed us to take into account a time dependent process. In the previous version of the Ipest indicator, pesticide degradation was roughly taken into account by the DT50 value. The new indicator, with the implementation of a degradation kinetic, allowed us, when meteorological data are available (ex-post evaluation), to take into account a time dependent process which is more accurate in terms of predictions. For example, this kinetic helps to improve indicator validation by fitting better measured values.

As we saw in the sensitivity test, the new indicator is able to take into account fine variable variations whatever the state of the other variables. In terms of decision-making, it prevents complete reliance on only one variable. For example, if the runoff potential is good (low runoff risk), the indicator still gives a score that integrates all of the variables. It ensures that the user will not to have a score of 10 when an important quantity of pesticide (over 500g.ha⁻¹) is applied or when high pesticide persistence is observed. Once again, this is a choice considering the indicator aim, which is to help farmers to make decisions and not to estimate precise quantities of pesticide losses. Finally, regarding the validation test, the indicator will be recommended for use even if the risk of overestimation is low. Indeed, for agricultural decision making, the sensitivity and risk maximisation are more important than the exact prediction of the contamination. Moreover, as a large number of variables are not taken into account in the indicator calculation, particularly rainfall data, this tool only aims to assess a potential risk which is not necessarily achieved. The high percentage of risk over-estimation is then not a problem.

The approach presented here is based on the combination of mechanistic modelling and expert knowledge. Expert knowledge was required to select input variables, to link modelling results and indicator scores and to correct some decision rules. The use of modelling to set conclusion values helped us to set a replicable construction method. Mechanistic modelling and indicators have already been published in several studies as shown in Table 1 for Rpest (Tixier, Malezieux, Dorel, Bockstaller et al., Girardin, 2007) or EIQ (Kovach, et al., 1992). In those works, the aim of modelling is generally to give a runoff volume value in order to incorporate this information in the indicator. This can be done by running the model for each indicator calculation (Rpest) or by using pre-calculated databases directly linking indicator input data with model results (EIQ). Another example of using modelling as a basis for the development of an indicator can be found in the ongoing European Project FOOTPRINT (Dubus et al., 2007). The originality of our approach lies in the fact that we used modelling for the construction of the indicator and not as input data. Final score determination is based on modelling results. Once the indicator is developed, modelling is not needed any more. Input data necessary to calculate the indicator are those that were available enough to be considered. Another comparison could be made with metamodels, which are also tending to extract primordial information of simulation models in order to simplify their use. Our construction method tends to keep a simple indicator structure still useful for decision making process – identifying risky pesticide application patterns, whereas metamodels are based on statistical relationships between input variables and model outputs. The transparency of the indicator structure due to the decision tree, expressed in common language by "if...then" rules, allows users to understand the global functioning of the tool even if the calculation of the final result, using fuzzy set theory based on membership function, may appear as a "black box". The loss of formalism due to the resort to expert knowledge is here balanced by the gain of operationality. Going further in the formalization of decision rules could be achieved using machine learning or data mining tools to directly generate decision trees from data sets (Shan, et al., 2006). This

would be another step to limit expert subjectivity in the indicator results but could decrease the transparency of construction. The question of the weight of expert knowledge remains, even with those methods. In our study, we assume that expert choices concerning, for example, model input values or thresholds, has a great influence on indicator results. The choice of experts or the elicitation of expert knowledge has been discussed in some articles (Cornelissen, Van Den Berg, Koopset al.Kaymak,2003). The point of setting thresholds is almost never taken into account in indicator works (Bockstaller and Girardin,2003, Tixier, Malezieux, Dorel, Bockstalleret al.Girardin,2007) even if it is crucial for the results and has to be considered regarding the aim of the tool. Decision helping tools particularly have to take the user expectations and means into account. Most of the time, choices have to be made in order to keep the simplicity and ensure the sensitivity of those tools. Expert knowledge is then required to set thresholds or to define situations (eg, favourable / unfavourable). Our work aims to raise the question of expert knowledge in indicator and modelling studies. Once the expert role is admitted, further investigations should evaluate its impact on indicator results and uncertainty.

Using modelling and/or data mining helps to formalize indicator development but might not reduce the uncertainty linked to results. However, part of this uncertainty may be mathematically measurable. As several authors mentioned (Raat, et al., 2004, Wallach, et al., 2002, Zehe, et al., 2005), model predictions are quite uncertain, especially in the case of absolute predictions. This is due essentially to uncertainty in input variables but also to other factors, like the choice of the model or subjectivity on the part of the modeller (Dubus, Brown et al.Beulke,2003). In our study, we choose to gather model results into "impact classes" in order to limit the effects of uncertainty of absolute modelling results on our indicator. This result classification may not be sufficient to prevent our results from uncertainty, but validation tests aim to keep us from straying too far from reality. As we saw before, validation results show that the new $I_{pest_{sw}}$ matched field observations. The indicator results can then be considered to be reliable. But as the validation process aims to be exhaustive, the validation results should be confirmed by pluriannual tests in a wider range of conditions. As described by Girardin et al. (1999), validation is not sufficient to assess the usefulness of an indicator. End-use validation is required to measure the relevance of the indicator with respect to its potential use and the availability of input data or the interpretation of results (Bockstaller and Girardin,2003). For the $I_{pest_{sw}}$ indicator developed herein, even if any usefulness test has been done at this time, we can already predict that the availability of the input data "time before runoff" may be a problem, especially in cases of ex-ante evaluation. One solution is the use of runoff probability calculated with long term meteorological series. For this solution, one has to be careful of how representative the data are. Another solution is to fix this variable with respect to the meteorological context, which is more in agreement with the risk maximisation principle previously developed. For some pesticide risk indicators dealing with transfer by runoff, this variable is set at three days (Gutsche and Rossberg, 1997; Trevisan et al., 1999). As we are assessing potential risk, fixing this input parameter does not raise any problems in case of ex-ante

evaluation. For the simulated variables values (meteorological, soil, practices variables), $I_{pest_{sw}}$ can be used for temperate countries.

As foreseen, $I_{pest_{sw}}$ will be integrated in the Ipest tool, which assesses pesticide risk for three environmental compartments. The new methodology developed herein, which consists of basing the indicator on modelling results, can then be applied for the two other Ipest components: $I_{pest_{gw}}$ (assessing risk for ground waters) and $I_{pest_{air}}$ (assessing risk for air). The aggregation of several active ingredient scores will be done for the whole environmental exposure assessment as it is done in the first version of Ipest. $I_{pest_{sw}}$ will also be integrated into a larger work on a catchment scale indicator.

References

- Barreto-Neto, A. A. and De Souza Filho, C. R., 2008. Application of fuzzy logic to the evaluation of runoff in a tropical watershed. *Environmental Modelling & Software*. 23(2) 244-253.
- Bockstaller, C., 2004. Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-PHY. In: Barriuso, E., (Eds.), Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA Edition: Paris.
- Bockstaller, C. and Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*. 76 639-653.
- Bockstaller, C., Girardin, P. and Van Der Werf, H., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*. 7 261-270.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D. A., A., Girardin, P. and Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems: A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 28 139-149.
- Boughton, W. C., 1989. A review of the USDA SCS Curve Number Method. *Australian Journal of Soil Research*. 27 551-523.
- Carbone, J. P., Havens, P. L. and Warren-Hicks, W., 2002. Validation of Pesticide Root Zone Model 3.12: Employing uncertainty analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21(8) 1578-1590.
- Carsel, R. F., Nixon, W. B. and Ballantine, L. G., 1986. Comparison of pesticide root zone model predictions with observed concentrations for the tobacco pesticide metalaxyl in unsaturated zone soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 5(4) 345-353.
- Champeaux, C., 2006. Recours à l'utilisation de pesticides en grandes cultures : évolution de l'indicateur de fréquence de traitements au travers d'enquêtes "pratiques culturales" du SCEES entre 1994 et 2001. In: INRA, (Eds.), Rapport d'étude commandité par le MAP (DGFAR).
- Chaplot, V. A. M. and Le Bissonnais, Y., 2003. Runoff features for interrill erosion at different rainfall intensities, slope lengths, and gradients in an agricultural loessial hillslope. *Soil Science Society of America Journal*. 67 844-851.
- Cornelissen, A. M. G., Van Den Berg, J., Koops, W. J. and Kaymak, U., 2003. Elicitation of expert knowledge for fuzzy evaluation of agricultural production systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 95(1) 1-18.
- Devillers, J., Farret, R., Girardin, P., Rivière, J.-L. and Soulas, G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. (Eds.), Editions TEC & DOC. Lavoisier: Paris.
- Dubus, I. G., 2004. Méthodes probabilistes dans l'évaluation de l'exposition. In: Barriuso, E., (Eds.), Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA Editions: Paris.
- Dubus, I. G., Brown, C. D. and Beulke, S., 2003. Sources of uncertainty in pesticide fate modelling. *Science of the Total Environment*. 317(1/3) 53-72.
- Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *Journal of Environmental Quality*. 25(1) 25-45.
- Frede, H. G., Fischer, P. and Bach, M., 1998. Reduction of herbicide contamination in flowing waters. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161 395-400.
- Girardin, P., Bockstaller, C. and Van Der Werf, H., 1999. Indicators : tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*. 13(4) 5-21.

- Gutsche, V. and Rossberg, D., 1997. SYNOPSIS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 64 181-188.
- Hennebert, P., Clarin, N., Pottecher, G., Foesser, F. and Groff, H., 2006. Ruissellement de 42 pesticides en vigne en Champagne en 2005 et propositions d'actions agro-environnementales - Projet LIFE SWAP-CPP. XXXVIème Congrès du Groupe Français des Pesticides, (Eds.). Strasbourg. 30 mai 06.
- Hussain, M. M., Amanchi, N. R., Solanki, V. R. and Bhagavathi, M., 2008. Low cost microbioassay test for assessing cytopathological and physiological responses of ciliate model *Paramecium caudatum* to carbofuran pesticide. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 90(1) 66-70.
- Jarvis, N. J., 3-6 September, 2007. Dealing with uncertainty in decision-support tools for exposure assessments of pesticide leaching to groundwater. XIII Symposium Pesticide Chemistry-Environment Fate and Ecological Effects, Del Re, A. A. M., Capri, E., Fragoulis, G., Trevisan, M., (Eds.), La Goliardica Pavese. Piacenza, Italy. 10-22.
- Klöppel, H., Kördel, W. and Stein, B., 1997. Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip - Rainfall and runoff simulation studies. *Chemosphere*. 35 129-141.
- Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J. and Tette, J., 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York Food Life*. 139 1-8.
- Kreuger, J. and Törnqvist, L., 1998. Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. *Chemosphere*. 37(2) 189-207.
- Laor, Y., Strom, P. F. and Farmer, W. J., 1996. The effect of sorption on phenanthrene bioavailability. *Journal of Biotechnology*. 51(3) 227-234.
- Leonard, R. A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. In: (Eds.), *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America: Madison, USA.
- Levitan, L., 2000. "How to" and "why" : assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protection*. 19(8-10) 629-636.
- Maud, J., Edwards-Jones, G. and Quin, F., 2001. Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 86(1) 59-73.
- Maud, S. J., Hamer, M. J., Lane, M. C. G., Farrelly, E., Rapley, J. H., Goggin, U. M. and Gentle, W. E., 2002. Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21(1) 9-15.
- Moore, M. T., Huggett, D. B., Gillespie, W. B., Jr., Rodgers, J. H., Jr. and Copper, C. M., 1998. Comparative toxicity of chlordane, chlorpyrifos, and aldicarb to four aquatic testing organisms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 34(2) 152-157.
- Olvera-Hernandez, E., Martinez-Tabche, L. and Martinez-Jeronimo, F., 2004. Bioavailability and effects of malathion in artificial sediments on *Simocephalus vetulus* (Cladocera: Daphniidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 73(1) 197-204.
- Owen, R., Buxton, L., Sarkis, S., Toaspern, M., Knap, A. and Depledge, M., 2002. An evaluation of hemolymph cholinesterase activities in the tropical scallop, *Euvola (Pecten) ziczac*, for the rapid assessment of pesticide exposure. *Marine Pollution Bulletin*. 44(10) 1010-1017.
- Phillis, Y. A. and Andriantiatsaholiniaina, L. A., 2001. Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecological Economics*. 37 435-456.

- Pineros Garcet, J. D. M., Ordonez, A., Roosen, J. and Vanclooster, M., 2006. Metamodelling: Theory, concepts and application to nitrate leaching modelling. *Ecological Modelling*. 193(3-4) 629-644.
- Raat, K. J., Vrugt, J. A., Bouten, W. and Tietema, A., 2004. Towards reduced uncertainty in catchment nitrogen modelling: quantifying the effect of field observation uncertainty on model calibration. *Hydrology and Earth System Sciences*. 8(4) 751-763.
- Reus, J., Leenderste, P., Bockstaller, C., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., Van Der Werf, H., Alfarroba, F., Blumel, S., Isart, J., McGrath, D. and Seppala, T., 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 90 177-187.
- Sanchez-Bayo, F., Baskaran, S. and Kennedy, I. R., 2002. Ecological relative risk (EcoRR) another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. *Crop Protection*. 91(1-3) 37-57.
- Shan, Y., Paull, D. and McKay, R. I., 2006. Machine learning of poorly predictable ecological data. *Ecological Modelling*. 195(1-2) 129-138.
- Singh, P. and Jones, R. L., 2002. Comparison of Pesticide Root Zone Model 3.12: Runoff prediction with field data. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21(8) 1545-1551.
- Tixier, P., Malezieux, E., Dorel, M., Bockstaller, C. and Girardin, P., 2007. Rpest--An indicator linked to a crop model to assess the dynamics of the risk of pesticide water pollution: Application to banana-based cropping systems. *European Journal of Agronomy*. 26(2) 71-81.
- Trevisan, M., Errera, G., Capri, E., Padovani, L. and Del Re, A. A. M., 1999. Environmental potential risk indicator for pesticides. In: (Eds.), *Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER project*. Centre for Agriculture and Environment: Utrecht.
- Van Der Werf, H., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 60 81-96.
- Van Der Werf, H. and Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 93(1/3) 131-145.
- Van Der Werf, H. and Zimmer, C., 1998. An Indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*. 36(10) 2225-2249.
- Wallach, D., Goffinet, B., Bergez, J. E., Debaeke, P., Leenhardt, D. and Aubertot, J. N., 2002. The effect of parameter uncertainty on a model with adjusted parameters. *Agronomie*. 22(2) 159-170.
- Walter, U., Frost, M. and Pestemer, W., 1999. The fuzzy way of assessing pesticide volatility. In: DelRe, A. A. M., Brown, C., Capri, E., Errera, G., Evans, S. P. and Trevisan, M., (Eds.), *Human and environmental exposure to xenobiotics*.
- Wauchope, R. D., Yeh, S., Linders, J. B. H. J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., Katayama, A., Kördel, W., Grestl, Z., Lane, M. and Unsworth, J. B., 2002. Pesticide soil sorption parameters : theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest Management Science*. 58 419-445.
- Zadeh, L.A., 1978. Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, 1(1) 3-28.
- Zehe, E., Becker, R., Bardossy, A. and Plate, E., 2005. Uncertainty of simulated catchment runoff response in the presence of threshold processes: role of initial soil moisture and precipitation. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*. 315(1/4) 183-202.

4. Discussion :

4.1. Retour sur l'importance de la fixation des seuils

Comme nous l'avons souligné dans l'article présenté précédemment (voir partie 3.), le choix des valeurs seuils lors du développement d'un indicateur détermine sa sensibilité ainsi que ses performances en termes de prédiction. Lors de la construction de I-Phy_{esu}, nous avons établi une correspondance entre les résultats des simulations (valeurs absolues) et les scores de l'indicateur (de 0 à 10). Pour ce faire, nous avons fait correspondre au score seuil 7 la valeur 0.1g/ha. Ce choix s'est fait suite à une évaluation comparée de deux versions de l'indicateur I-Phy_{esu}, comme cela peut se faire dans la construction de modèle (Tremblay et Wallach, 2004; Wallach et al., 2002). La version finale présentée dans l'article et une version où le score 7 correspond à des pertes de 1g/ha (Réal et al., 2002) sont comparées. La mesure des pertes de pesticides à l'échelle parcellaire se fait généralement en concentration de substance active. Nous avons choisi de travailler avec des pertes de pesticides plutôt qu'avec des concentrations en raison de la non prise en compte de la dilution dans l'indicateur (voir partie 3). Des pertes de 0.1g/ha correspondent, pour un ruissellement de 1mm, à une concentration de 10µg/l dans le ruissellement en sortie de parcelle. Bien que cette valeur soit largement au-dessus des normes de qualité de l'eau, ces dernières étant établies pour des compartiments d'eaux de surface, il faudrait connaître le volume du compartiment exutoire pour pouvoir estimer l'impact des pertes de pesticides par ruissellement. Si le compartiment d'eaux de surface aval a un volume 100 fois supérieur, le bon état écologique est atteint. Travailler avec des concentrations de pesticides nécessite donc la prise en compte du volume de ruissellement et du volume du compartiment d'eaux de surface se situant à l'aval. L'indicateur ne prenant pas en compte les variables climatiques, la confrontation des scores de l'indicateur à des données variables en fonction du volume de ruissellement (dépendant pour une grande partie de la quantité de pluie et de l'intensité pluvieuse) semble inappropriée. Les pertes absolues de pesticides intègrent les variables liées au volume de ruissellement dans la mesure et permettent donc la comparaison mesures / scores lors de la validation. Les références en termes d'impact de quantité de pesticides sur la qualité de l'eau sont peu nombreuses. La fixation des seuils de correspondance scores / quantités simulées s'est donc faite de manière empirique en comparant l'effet de plusieurs seuils. Sachant que les pertes de pesticides par ruissellement peuvent représenter jusqu'à 10% des quantités appliquées (voir chapitre 1, partie 1.8.), le seuil de 0.1g/ha apparaît comme sévère malgré le constat fait plus haut sur les concentrations.

Le tableau 2.1. présente les deux échelles de correspondance résultats de simulation / scores de l'indicateur.

Tableau 2.1. : Correspondance entre les résultats de simulation et les scores de l'indicateur en fonction du seuil de durabilité

Résultats des simulations : Pertes de pesticides (g/ha)	Scores associés	
	Seuil = 1 g/ha.	Seuil = 0.1 g/ha
De 0 à 0.01	10	De 10 à 9
De 0.01 à 0.1	De 10 à 9	De 9 à 7
De 0.1 à 1	De 9 à 7	De 7 à 5
De 1 à 10	De 7 à 5	De 5 à 3
De 10 à 100	De 5 à 3	De 3 à 0
Plus de 100	De 3 à 0	0

Les arbres de décision correspondant aux deux seuils sont présentés dans la figure 2.1. En ce qui concerne l'attribution des valeurs de conclusion, les règles énoncées dans l'article sont également appliquées aux deux versions de l'indicateur. Concernant la règle FDD (potentiel de ruissellement favorable, disponibilité et dose défavorable), les valeurs de conclusion des deux versions ont été fixées à 7, ceci afin de traduire la sous-estimation de l'impact du potentiel de ruissellement lors des simulations (voir partie 3). Lors des simulations, la variable influant sur la quantité de ruissellement simulée (le curve number) a été surévaluée en cas favorable afin de simuler des pertes de pesticides par ruissellement même en cas favorable et donc d'éviter l'effet masquant de cette variable sur le comportement des autres.

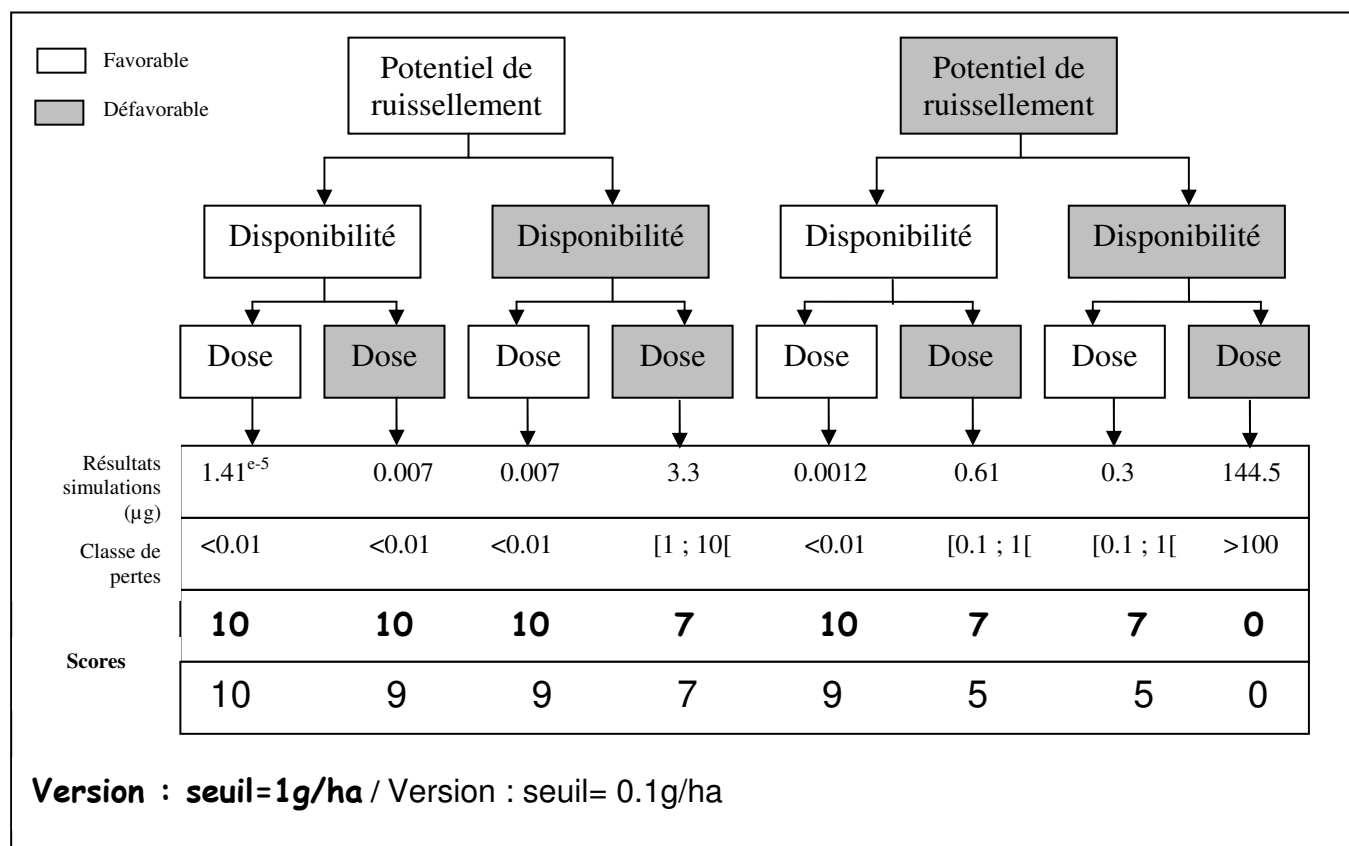


Figure 2.1. : Arbres de décision et détermination des valeurs de conclusion pour les deux versions de l'indicateur parcellaire

Le choix du seuil est fondé sur une évaluation comparée de la sensibilité et de la capacité prédictive des deux versions de l'indicateur via un test de validation (figure 2.3.) Les résultats des tests comparés de sensibilité (figure 2.2.) et de validation (figure 2.3.) nous ont permis de choisir la version ayant pour seuil 0.1g/ha. Les tests de sensibilité montrent une variation de scores moins importante pour la version avec un seuil de 1g/ha quelque soit la situation. Pour cette version, si au moins deux variables sont complètement favorables, le score de l'indicateur est toujours 10 (figure 2.2., situation favorable). En cas d'incertitude sur une des variables et vue le mode calcul expert de ces dernières (potentiel de ruissellement), cette situation pourrait s'avérer trop optimiste. On notera également que pour la version avec un seuil de 1g/ha, le potentiel de ruissellement et la disponibilité ont exactement le même poids dans l'indicateur. La version 0.1g/ha traduit mieux la prépondérance du potentiel de ruissellement sur les autres variables.

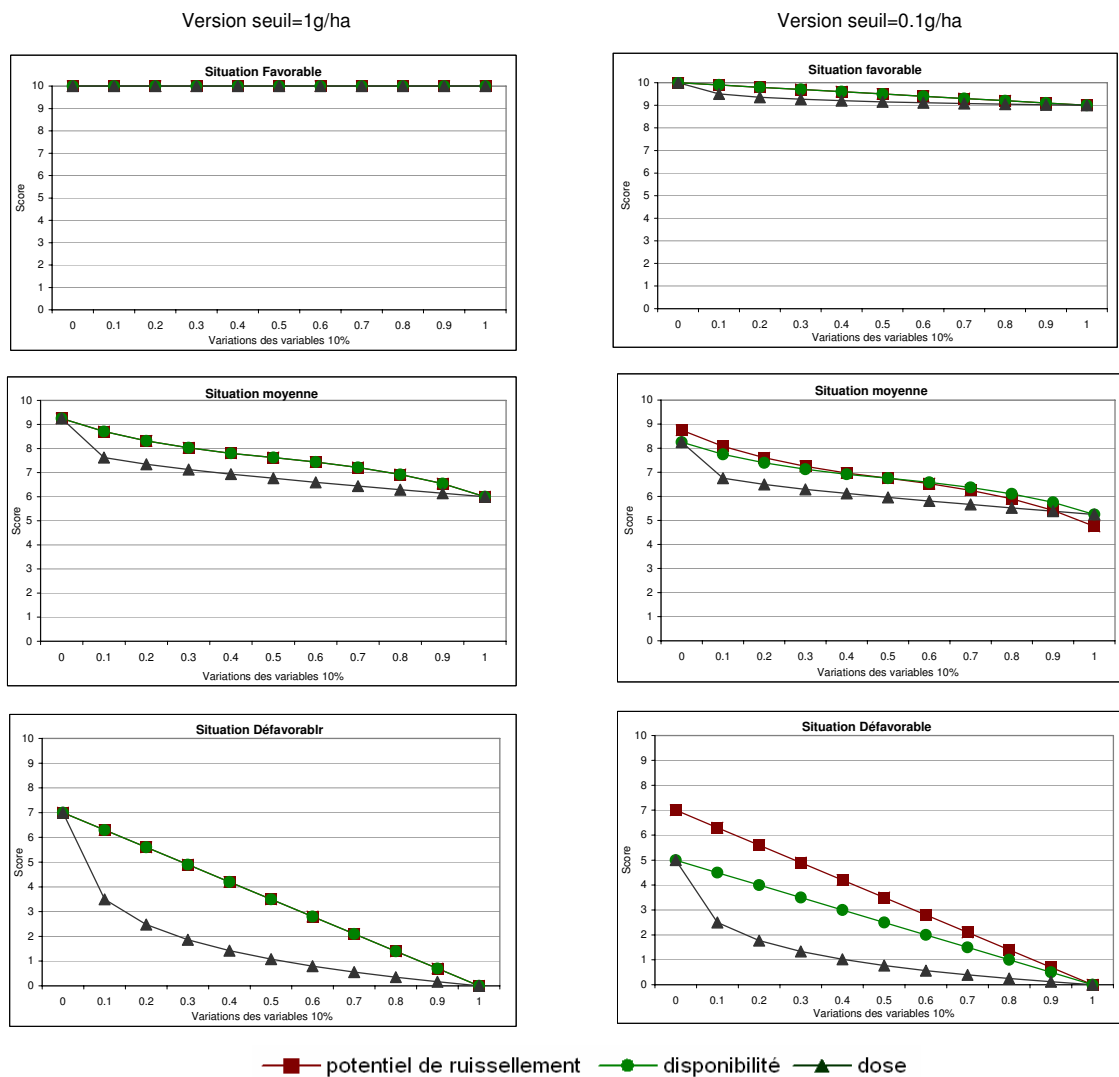


Figure 2.2. : Résultats des tests de sensibilité pour les deux versions de l'indicateur parcellaire.

Version seuil=1g/ha						Version seuil=0.1g/ha					
Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)					Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)				
	<0.001	[0.01;0.1]	[0.1;1]	[1;10]	>10		<0.001	[0.01;0.1]	[0.1;1]	[1;10]	>10
[10;9]	92	3	1			[10;9]	3				
[9;7]	175	41	34	2		[9;7]	186	18	10		
[7; 5]	71	31	15	2		[7; 5]	135	53	39	4	
[5;3]						[5;3]	14	4	1		
<3						<3					

Aire de vraisemblance / zone d'acceptation
 zone de sous-estimation
 zone de surestimation

Figure 2.3. : Résultats des tests de validation pour les deux versions de l'indicateur parcellaires

Les tests de validation des deux versions ont été effectués à partir des mêmes jeux de données (voir partie 3 et annexe 1) et selon les principes énoncés par Bockstaller et Girardin (2003a). Le pourcentage de valeurs dans la zone de vraisemblance pour la version 1g/ha est de 91% contre 97% pour la version 0.1g/ha. Les résultats des tests de validation nous montrent donc que la version 0.1g/ha est plus fiable que la version 1g/ha. Bien que la surestimation du risque lié aux pratiques est plus probable avec la version 0.1g/ha qu'avec la version 1g/ha avec 84% des valeurs dans la zone de surestimation contre 60%, notre objectif n'étant pas de mesurer les pertes de pesticides par ruissellement mais d'estimer un risque lié aux pratiques agricoles, la version 0.1g/ha reste la plus sûre à utiliser.

Le changement de valeur du seuil peut avoir des conséquences importantes sur les résultats. Il est donc essentiel de tester et de justifier tous les choix effectués lors de la construction d'un indicateur. Dans le cas de notre indicateur, nous avons pris, par exemple, le parti de considérer les surestimations de pertes de pesticides par ruissellement comme des situations favorables à la validation, ceci en raison de l'utilisation de l'indicateur (conseil agricole). Cependant, en fonction des objectifs des outils, ces choix peuvent être différents et relèvent souvent du champ de la communication voire de la politique (Turnhout et al., 2007).

4.2. Prise en compte de l'adsorption

Le coefficient de partage entre la phase solide et liquide (Kd) donne une indication sur l'aptitude d'une molécule à être adsorbée ou désorbée. Le Kd ou le Koc (coefficient de partage carbone organique/eau) sont utilisés pour exprimer la mobilité des pesticides lors des processus de transfert (Businelli et al., 1992; Chen et al., 2002; Gutsche et Rossberg, 1997). Son impact sur les pertes de pesticides par ruissellement a souvent été testé et les résultats tendent à montrer une diminution des pertes en fonction de l'augmentation de l'adsorption (Klöppele et al., 1994; Leonard, 1990; Wauchope, 1978; Wauchope et al., 2002).

Nous avons fait le choix de ne pas prendre en compte les propriétés d'adsorption des pesticides dans l'indicateur I-Phy_{esu} aux vues des résultats d'un test de validation comparée. En effet, une version de l'indicateur prenant en compte le K_d au sein de la variable « Disponibilité » a été élaborée. En nous fondant sur la bibliographie relative à la construction des indicateurs (voir partie 3), nous avons constaté que la plupart des indicateurs prenant en compte les propriétés d'adsorption intègrent le K_d ou le K_{oc} dans la fonction exprimant la quantité de pesticide disponible au ruissellement (Gutsche et Rossberg, 1997; Kookana et al., 2005; Trevisan et al., 1999). Selon Barruiso et al. (1996), la rétention et la dégradation des polluants organiques dans le sol ne sont pas des phénomènes indépendants. La rétention conditionne la biodisponibilité des polluants et peut jouer un rôle de protection à l'égard de la dégradation biologique, ce qui est particulièrement important pour les polluants présentant les plus grandes capacités de rétention. Ainsi les propriétés d'adsorption peuvent être intégrées à la fonction de disponibilité de l'indicateur de la manière suivante :

$$Q_t = \text{Dose} \times \frac{e^{\frac{-t \ln(2)}{DT50}}}{1 + K_d}$$

Avec : Q_t la quantité de pesticide à la date t', Dose la dose appliquée, t l'intervalle de temps séparant le moment de l'application du pesticide et la date t' (OCDE, 2000a).

Le K_d n'étant pas une mesure couramment disponible, il est possible de la calculer à partir de la valeur du K_{oc} :

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

Avec f_{oc} la fraction de carbone organique du sol que l'on fixera à 0.02 selon le « technical guidance document » de l'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (UESPA, 1996).

La variable « Disponibilité » de notre indicateur est donc calculée selon l'équation suivante :

$$\text{Disponibilité} = \frac{e^{\frac{-t \ln(2)}{DT50}}}{1 + 0.02 K_{oc}}$$

La disponibilité variant entre 0 et 1, les fonctions d'appartenance aux classes favorable et défavorable sont linéaires. Le degré d'appartenance à la classe défavorable est égal à la valeur de la disponibilité comme pour la version finale de l'indicateur (voir partie 3).

Les tests de validation ont été effectués selon le protocole décrit dans l'article vu précédemment (voir partie 3). La figure 2.4. expose les résultats des tests de validation pour les deux versions de l'indicateur, avec et sans prise en compte des propriétés d'adsorption.

Prise en compte du Kd						Non prise en compte du Kd					
Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)					Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)				
	<0.001	[0.01;0.1]]0.1;1]]1;10]	>10		<0.001	[0.01;0.1]]0.1;1]]1;10]	>10
[10;9]	4					[10;9]	3				
]9;7]	266	56	41	1]9;7]	186	18	10		
]7; 5]	68	19	9	3]7; 5]	135	53	39	4	
]5;3]]5;3]	14	4	1		
<3						<3					

Aire de vraisemblance / zone d'acceptation
 zone de sous-estimation
 zone de surestimation

figure 2.4. : Résultats des test de validation pour deux versions de l'indicateur parcellaire : avec et sans Kd

Les résultats du test de validation montrent que la version de l'indicateur prenant en compte le Kd a tendance à sous-estimer le risque de pertes de pesticides par ruissellement. En effet, 10% des observations se situent en dehors de la zone de vraisemblance, soit un niveau de validation de 90% contre 97% pour la version ne prenant pas en compte le Kd.

Comme nous l'avons déjà souligné (voir partie 3), l'évaluation de l'effet des propriétés d'adsorption sur les pertes de pesticides par ruissellement reste encore difficile (Larson et al., 1995). Des interactions entre le Kd, le type de sol, la polarité ou la solubilité des pesticides peuvent engendrer des situations complexes où la prise en compte d'un seul facteur ne suffit pas à l'estimation du résultat. L'intégration du Kd dans l'indicateur selon la formule vue précédemment n'améliore pas la précision des prédictions.

En plus de la complexité des processus en jeu, une question plus fondamentale sur l'intérêt de la prise en compte des propriétés de sorption pour l'estimation de la contamination des eaux de surface se pose. La prise en compte des propriétés de sorption dans les indicateurs consiste à considérer que les pesticides adsorbés ne sont pas une pollution pour les eaux de surface. En effet, la quantité de pesticide disponible au moment du ruissellement est amoindrie d'un facteur dépendant du Kd. Or, dans ces travaux, les notions de biodisponibilité ou de désorption à long terme sont rarement abordées. L'adsorption tendrait à réduire la biodisponibilité des pesticides, cependant, la quantification de cet effet ne semble pas encore abouti (Maund et al., 2002; Menchai et al., 2008; Olvera-Hernandez et al., 2004; ShaoNan et al., 2004). La modélisation du devenir dans les eaux de surface des pesticides adsorbés sur les particules de sol entraînées par érosion, et leur effet sur la contamination effective des eaux de surface n'est actuellement pas suffisante pour pouvoir intégrer de manière fiable ces caractéristiques au sein de notre indicateur.

4.3. Prise en compte de la dérive

I-Phy_{esu} ne prend pas en compte les pertes de pesticides par dérive qui contribuent à la contamination des eaux de surface. Dans le module « eaux de surface » de l'indicateur original I-Phy, les pertes par dérive sont prises en compte au sein de l'arbre de décision (voir figure 2.5.).

S'agissant d'un processus de transfert distinct, nous avons préféré nous concentrer sur les pertes de pesticides par ruissellement. Afin de pouvoir estimer au mieux les pertes correspondantes à chaque situation, nous avons eu recours à la modélisation. Ajouter des situations de dérive favorable et défavorable lors des simulations risquait d'augmenter encore l'imprécision des résultats et de masquer les effets relatifs des variables (voir partie 3, section 2.3.).

Les pesticides perdus par dérive peuvent soit directement contaminer les compartiments d'eaux de surface (fossé, rivière, marre, etc.), soit retomber au sol et être emportés par le ruissellement. Il paraît plus judicieux de traiter de la dérive de manière indépendante au ruissellement pour estimer les contaminations directes. La dose appliquée prise en compte pour le ruissellement pourrait être réduite de la quantité de pesticide dérivée directement dans les eaux de surface. Des méthodes de calcul (tables de Ganzelmeier), ainsi que des calculateurs de dérive (« drift calculator », FOCUS, 2001) existent et permettent d'estimer la quantité de pesticide dérivée directement dans les eaux de surface en fonction du type de traitement phytosanitaire, de la distance au compartiment d'eaux de surface, de la vitesse du vent, etc. (Southcombe et al., 1997).

Lors de notre étude nous n'avons pas eu recours au calcul de la dérive mais l'intégration d'un calculateur simple est à envisager dans le cadre du développement de l'outil parcellaire ou bassin versant.

4.4. Prise en compte de la toxicité

L'indicateur développé précédemment est un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides par ruissellement dans le sens où il ne prend pas en compte la toxicité des substances actives. Selon l'USEPA (1998), l'évaluation du risque environnemental est fondé sur deux composantes majeures : la caractérisation des effets et la caractérisation de l'exposition.

La plupart des outils d'évaluation des risques séparent effectivement ces deux composantes. L'évaluation du risque global se fait généralement en agrégeant une concentration environnementale prédite (PEC) à la toxicité de la molécule (Devilleers et al., 2005). L'utilisation de résultats de modélisation pour la fixation des scores de l'indicateur I-Phy_{esu} nous a amené à préférer estimer un risque d'exposition plutôt qu'un risque global, le modèle utilisé n'évaluant que le risque d'exposition. L'indicateur original I-Phy agrège la toxicité de la molécule au même niveau que les variables d'exposition (voir figure 2.5). Cette méthode peut engendrer une certaine confusion pour les experts

fixant le poids des variables, et au final limiter la précision de l'indicateur. L'intégration directe de la toxicité dans l'indicateur I-Phy pose également des problèmes au moment de la validation des résultats de l'indicateur. En effet, comment comparer les scores de l'indicateur à des mesures de concentration dans les eaux ? Pour pouvoir mener à bien la validation d'un tel indicateur, la comparaison devrait se faire entre des scores d'indicateur et des mesures écotoxicologiques d'impact des pesticides sur l'environnement. La mesure de l'impact environnemental d'un pesticide est encore aujourd'hui inexistante. Les batteries de tests de toxicité sur différents organismes sont, pour le moment, la seule référence utilisable mais ne permettent pas de mesurer l'impact réel lié à l'application d'un pesticide du fait de leur non exhaustivité (voir chapitre 1, partie 1.3.).

4.5. Evaluation du nouvel indicateur ($I-Phy_{esu}$) par rapport au module « eaux de surface » de I-Phy ($I-Phy_{esu_{v1}}$)

Après avoir justifié la construction de l'indicateur $I-Phy_{esu}$, il reste une dernière étape : comparer la performance de notre nouvel indicateur à celle de la version précédente (module « eaux de surface » RESU de l'indicateur I-Phy, Van Der Werf et Zimmer, 1998). Afin de pouvoir effectuer des tests de validation comparée entre ces deux outils, nous avons dû adapter le module eaux de surface de l'indicateur I-Phy. L'arbre de décision du module RESU est présenté dans la figure 2.5.

Le module RESU de l'indicateur I-Phy prend en compte la dérive ainsi que la toxicité aquatique du pesticide. Lors du calcul des scores pour les tests de validation, la dérive a été fixée à 0 (complètement favorable) et la toxicité considérée comme complètement défavorable.

Dans l'indicateur I-Phy la dose est agrégée aux trois modules environnementaux (RESU, RESO, RAIR, voir partie 2.) de manière commune. Afin de pouvoir comparer les résultats de l'indicateur $I-Phy_{esu}$ à ceux de la version originale, nous avons directement agrégé le module RESU à la dose comme le montre la figure 2.6.

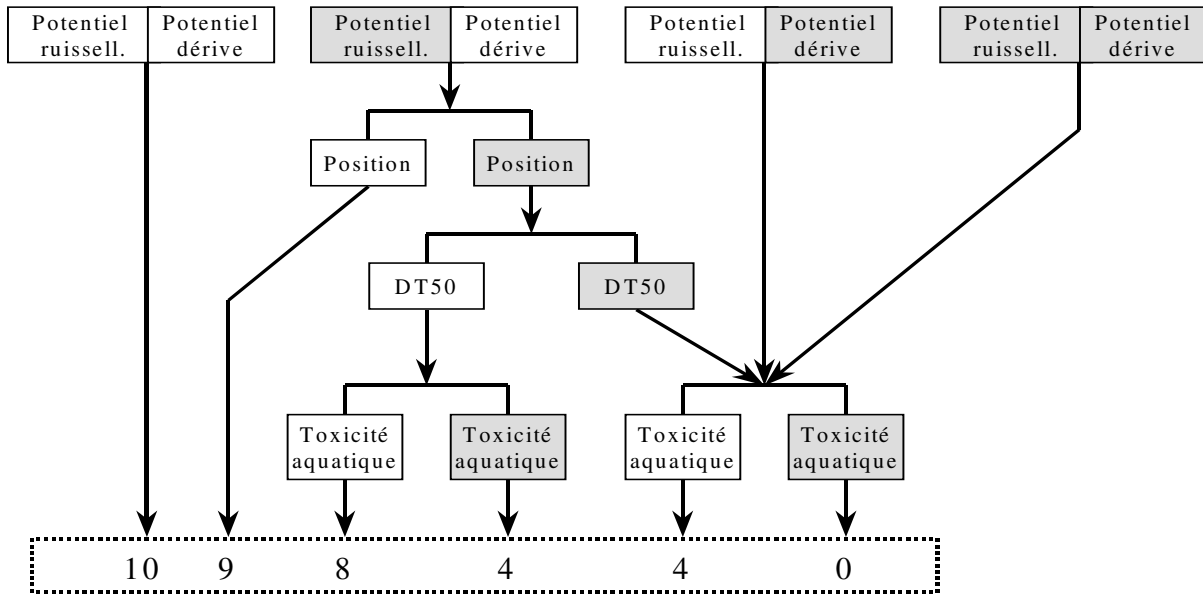
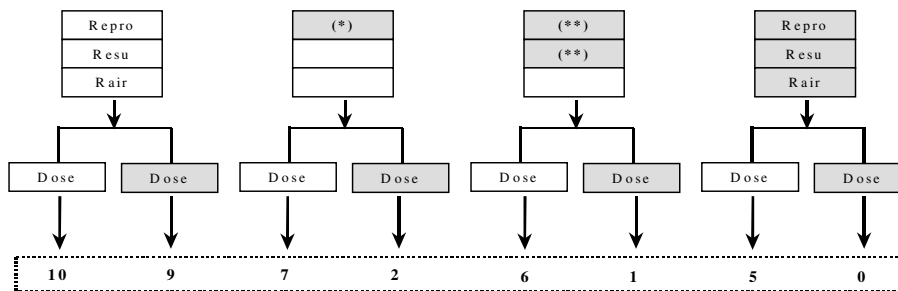


figure 2.5. : Arbre de décision du module « eaux de surface » de l'indicateur I-Phy (source : Bockstaller et Girardin, 2003b)

Agrégation de la dose aux modules environnementaux dans I-Phy



(*) Un des trois modules Repro, Resu, Rair prend une valeur défavorable (=0)

(**) Deux des trois modules Repro, Resu, Rair prennent une valeur défavorable (=0)

Agrégation de la dose à RESU

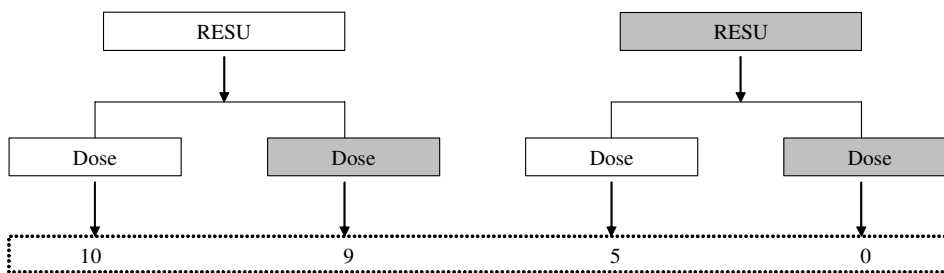


Figure 2.6. : Agrégation de la dose pour l'indicateur I-Phy_{estu-v1}

Les tests de validation menés sur les deux versions de l'indicateur donnent les résultats suivants (figure 2.7.) : le pourcentage de valeurs dans la zone de vraisemblance pour la version originale de l'indicateur est de 91.4% et de 97% pour la nouvelle version.

I-Phy esu_v1						I-Phy esu					
Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)					Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)				
	<0.001	[0.01;0.1]	[0.1;1]	[1;10]	>10		<0.001	[0.01;0.1]	[0.1;1]	[1;10]	>10
[10;9]	142	10	5			3					
[9;7]	116	28	21			186	18	10			
[7; 5]	61	31	22	4		135	53	39	4		
[5;3]		1				14	4	1			
<3	17	5	2								

Aire de vraisemblance / zone d'acceptation
 zone de sous-estimation
 zone de surestimation

Figure 2.7. : Résultats des tests de validation comparée entre I-Phy_{esu_v1} et I-Phy_{esu}

On peut constater que le taux de surestimation du risque est plus élevé pour la nouvelle version de l'indicateur avec 84% des valeurs dans la zone de surestimation contre environ 50% pour l'ancienne version. On notera également un plus grand nombre d'observations se situant dans la diagonale de vraisemblance (correspondance exacte score / perte); 41% pour l'ancienne version et seulement 12.8% pour la nouvelle. L'amélioration en termes de sous-estimation du risque se traduit par une augmentation des surestimations.

Comme nous l'avons déjà précisé, s'agissant d'un indicateur de risque, la surestimation est moins dommageable que la sous-estimation. Cependant, la nouvelle méthode de développement de l'indicateur, fondée sur les résultats de modélisation, a pour objectif, en plus de la formalisation de la fixation des valeurs de conclusion, d'améliorer la qualité de prédiction des résultats de l'indicateur. En effet, les valeurs de conclusions étant directement corrélées aux pertes de pesticides simulées pour les différentes règles de l'arbre de décision, il est légitime de penser que les scores de l'indicateur seront plus précis que ceux fixés par expertise. De plus, l'intégration d'une nouvelle variable (intervalle de temps entre l'application de pesticide et l'évènement ruisselant) et donc la prise en compte de la cinétique de dégradation du pesticide plutôt que de l'unique valeur de la DT50 permettrait d'affiner les prédictions de l'indicateur. Les résultats du test de validation infirment ces hypothèses.

5. Conclusion

Les résultats des différents tests de validation menés précédemment (voir partie 4.) nous montrent qu'entre toutes les versions possibles, l'indicateur I-Phy_{esu} est le plus performant en termes de nombre de valeurs dans la zone de vraisemblance. Cette performance, sous estimation minimale du risque, est quelque peu contrebalancée par un fort taux de surestimation du risque. Des tests de validation complémentaires seraient nécessaires afin de préciser les capacités prédictives de notre indicateur, les jeux de données utilisés pour la validation ne couvrant que deux zones géographiques et deux années de mesures. Pour conclure, Eduljee (2000) souligne le paradoxe émanant de la distinction entre le « risque réel » et le « risque perçu » (par les experts), notant qu'il n'existe pas d'autre risque que le risque perçu. L'opposition entre une évaluation objective et subjective du risque n'a donc pas lieu d'être. Ainsi la critique qui pourrait être émise quant au fort taux de surestimation du risque par l'indicateur est sans objet. Le risque est par définition potentiel, il peut se réaliser ou non. Lors de la validation des sorties de l'indicateur, on confronte un risque (situation potentielle) et un état (situation réalisée). On ne peut donc pas conclure sur la surévaluation du risque, la situation à risque ne s'étant pas concrétisée. Au contraire, dans le cas de la sous-évaluation, le risque a été mal évalué vu que la situation s'est réalisée mais de manière plus problématique que prévue.

Comparativement à l'indicateur I-Phy, la construction de l'indicateur I-Phy_{esu} repose sur des choix clairs (valeurs seuil, fonctions d'appartenance, fixation des valeurs de conclusion) et reproductibles. Ainsi, bien que notre nouvel indicateur parcellaire tend à surestimer le risque lié aux pratiques phytosanitaires, nous allons nous servir de cet outil pour la construction d'un indicateur à l'échelle du bassin versant.

Chapitre 3 : Développement d'un indicateur de connectivité

Résumé :

Le passage de l'évaluation de l'échelle parcellaire à celle du bassin versant peut se faire selon plusieurs méthodes. Nous avons choisi de prendre en considération les processus émergents lors de ce changement d'échelle dans une démarche « bottom-up ». La connectivité entre les parcelles agricoles et le réseau hydrographique apparaît comme un processus essentiel à prendre en compte à l'échelle du bassin versant. Ce chapitre présente le développement d'un indicateur d'estimation de la connectivité parcelle – réseau. L'indicateur développé est fondé sur une représentation de l'espace en unités hydrologiques (segmentation semi-distribuée) et une représentation de l'écoulement du ruissellement monodirectionnel. L'indicateur et sa méthode de développement sont présentés sous la forme d'un article dans la section 3.3.1. Les justifications de certains choix concernant la méthode de développement de l'indicateur employée sont discutées. Les processus ayant lieu dans le réseau hydrographique (dégradation, absorption, adsorption,...) peuvent avoir un impact important sur les quantités de pesticides retrouvées à l'exutoire du bassin versant et leur prise en compte sera étudiée.

1. Introduction : la problématique du changement d'échelle

L'objectif de notre travail est de développer un indicateur d'estimation de l'impact des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface par les pesticides à l'échelle du bassin versant. Partant de notre travail à l'échelle parcellaire nous allons procéder à un changement d'échelle ascendant pour le développement de notre indicateur. Il est important de souligner la différence entre le changement d'échelle pour les données et celui pour les processus (Stein et al., 2001). En effet, plusieurs études traitent du choix des méthodes d'interpolation des données entre deux échelles (Leterme et al., 2007a; Purtauf et al., 2005). L'interpolation des données est généralement nécessaire lorsque des données ponctuelles sont généralisées, par exemple, des résultats de collectes de pesticides dans les eaux généralisés à une région. Dans notre étude, nous traiterons essentiellement du changement d'échelle ascendant des processus. L'échelle du petit bassin versant agricole nous permet encore de disposer d'un grand nombre de données, entre autres, de toutes les données parcellaires. De plus, la prise en compte de l'impact des pratiques agricoles induit la nécessité d'une évaluation parcellaire du risque (voir chapitre 2, partie 1.). La question du changement d'échelle se pose en ces termes : comment estimer la contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin versant à partir d'un indicateur parcellaire ?

D'après Dalgaard (2003), il existe trois procédures de changement d'échelle ascendant : linéaire, non-linéaire et hiérarchique. L'utilisation directe d'un indicateur parcellaire à l'échelle du bassin versant est donc envisageable dans le cadre d'un changement d'échelle linéaire. En effet, il est possible de calculer l'indicateur sur toutes les parcelles et d'obtenir un score final pour le bassin versant de la manière suivante :

$$I - PhyBV = \frac{\sum_{i=1}^n (I - Phy_i \times surfaces_i)}{\sum_n surfaces}$$

Avec n, le nombre de parcelles du bassin versant.

Cette méthode a été employée lors d'une précédente thèse sur le sujet (Thiollet - Scholtus, 2004). L'indicateur parcellaire utilisé ici est une adaptation du module « eaux de surface » de l'indicateur original I-Phy.

Des tests de validation ont été effectués comparant le score final de l'indicateur bassin versant à des mesures de concentration à l'exutoire, ceci pour deux bassins versants différents. Les conclusions de ces tests ne furent pas satisfaisantes. Dans la littérature, plusieurs auteurs soulignent que l'agrégation des valeurs ou l'application à une échelle plus grande de modèles déterminés à une échelle donnée, génèrent des biais dus à la non prise en compte de processus émergents (Faivre et al., 2004; Riley, 2001; Stein et al., 2001). L'existence de processus propres à chaque échelle est, par exemple, bien connue pour de la modélisation en hydrodynamique (Bierkens et Gaast, 1998; Javaux et Vanclooster, 2006; Vereecken et al., 2007). Le milieu naturel fonctionne plutôt par rupture que par agrégation simple de processus élémentaires, les processus dominants s'estompant au profit d'autres suivant l'échelle considérée (Colin, 2000). Dans l'étude de Dalgaard (2003), l'approche hiérarchique du changement d'échelle ascendant exprime le fait d'intégrer les propriétés et processus émergents lors de l'extension des limites du système étudié. Pour notre étude, aux vues des résultats de l'agrégation linéaire des indicateurs parcellaires, une agrégation plus complexe est à envisager, prenant en compte les processus propres à l'échelle bassin versant. Les pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant sont dépendantes, en plus des propriétés de chaque parcelle, de la connectivité des parcelles au réseau hydrographique et du transfert dans le réseau jusqu'à l'exutoire (voir figure 3.1.).

L'indicateur $I-PhyBV_{ci}$ également développé par Thiollet-Scholtus (2004) prend en compte ces processus via un indicateur de connectivité (Ci) déterminé comme le produit des processus occurrents de la parcelle au réseau et du point d'ancrage à l'exutoire du bassin versant (1) et agrégé à l'indicateur parcellaire $I-PhyBV$ comme le montre l'équation (2).

$$Ci = P_{jusqRH} \times P_{dansRH} \quad (1)$$

$$I - PhyBV_{Ci} = \frac{\sum_{i=1}^n (I - Phy_i \times Ci_i \times surfaces_i)}{\sum_n (Ci \times surfaces)} \quad (2)$$

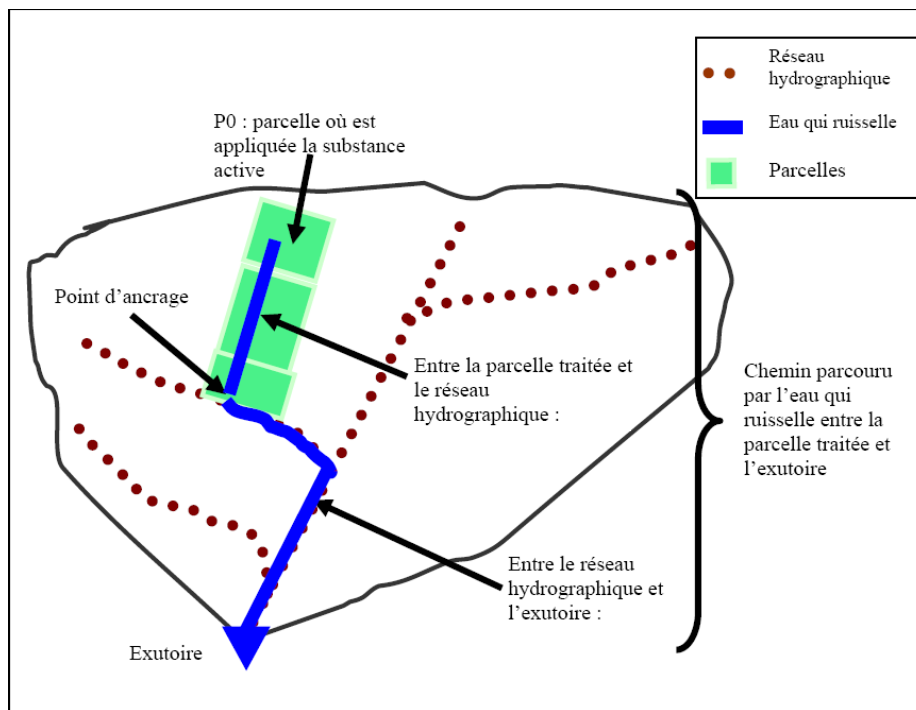


Figure 3.1. : Connectivité d'une parcelle à l'exutoire du bassin versant d'après Thiollet-Scholtus (2004)

L'adjonction d'une mesure de connectivité prenant en compte les processus émergeant à l'échelle du bassin versant a apporté une nette amélioration des prédictions de l'indicateur $I-PhyBV$ lors de la validation.

La notion de connectivité ainsi que la partition entre les processus inter-parcellaires et les processus « réseau » influents sur les pertes de pesticides par ruissellement seront repris dans notre travail. Comme pour l'indicateur parcellaire original $I-Phy$, l'indicateur de connectivité développé alors, Ci , est fondé sur des règles de décision expertes. Nous nous inscrirons dans une autre démarche faisant appel au couplage modélisation / indicateur.

2. La représentation du ruissellement à l'échelle du bassin versant

La complexité de l'approche à l'échelle du bassin versant réside dans l'hétérogénéité qui la caractérise. L'évaluation de la contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin versant induit la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle des processus et de leur distribution dans les trois dimensions (Domange et Capri, 2006).

2.1. La représentation de l'espace : les unités hydrologiques et le réseau

La volonté de conserver une évaluation parcellaire dans notre indicateur bassin versant nous conduit à aborder le problème de la représentation de l'espace et de sa segmentation. Le recours à un outil global, prenant en compte des paramètres moyens sur le bassin n'est pas envisagé. Comme nous l'avons vu précédemment (voir chapitre 1, section 2.5.), il existe deux types de segmentation de l'espace : un maillage régulier ou une segmentation fonction des unités hydrologiques. On appellera « Unité Hydrologique » ou UH une unité spatiale aux caractéristiques considérées uniformes (pente, propriétés hydrologiques,...) à l'échelle d'étude.

Comme le souligne Tortrat (2005), la segmentation de l'espace par maillage régulier permet une bonne identification des chemins de l'eau mais peine à prendre en compte les éléments anthropiques propres aux bassins versants cultivés (voir section 4.2). La segmentation de l'espace selon les unités hydrologiques rend possible la prise en compte d'unités homogènes de tailles différentes en fonction de leur pertinence et donc la représentation d'aménagement influant sur le ruissellement ou le choix de l'unité de base de calcul (ici la parcelle). La prise en compte de la parcelle dans la segmentation spatiale du bassin versant est importante car cette dernière représente l'unité d'intervention agronomique. La segmentation de l'espace d'un bassin versant cultivé la plus pertinente en vue du calcul d'un outil évaluant l'impact des pratiques agricoles et des pratiques d'aménagement sur les pertes de pesticides par ruissellement et donc celle fondée sur les unités hydrologiques. Lagacherie et al. (1996) proposent une méthode de segmentation de l'espace en trois étapes (LISAH, 2006) :

- Définition des surfaces élémentaires
- Définition des contraintes et hiérarchisation des frontières des surfaces élémentaires
- Définition des unités hydrologiques

Les surfaces élémentaires résultent de la superposition des données cartographiques disponibles (parcellaire, réseau hydrographique, classe de sol, ...). Afin de limiter le nombre d'unité de surface dans le bassin versant, les surfaces élémentaires sont regroupées en unités hydrologiques pertinentes vis-à-vis du processus étudié. La fixation de contraintes permet de hiérarchiser les limites entre surfaces élémentaires. La contrainte primordiale consiste à définir une aire minimale des unités hydrologiques, qui va permettre l'arrêt de l'agrégation des surfaces élémentaires une fois ce seuil atteint. Cette procédure de segmentation permet de définir les unités hydrologiques, leurs

caractéristiques géométriques ainsi que les liens topologiques entre unités hydrologiques et avec le réseau hydrographique.

2.2. La représentation du ruissellement

La représentation du ruissellement choisie pour notre étude est monodirectionnelle : entre les parcelles, des parcelles au réseau et à l'intérieur du réseau. Le ruissellement d'une parcelle ne peut s'écouler que dans une seule parcelle aval. Par contre, une parcelle peut avoir plusieurs amonts (concentration du ruissellement). L'écoulement multidirectionnel, où les parcelles peuvent avoir plusieurs amonts et s'écouler dans plusieurs éléments aval, est généralement considéré comme trop dispersif pour représenter les écoulements de surface qui ont tendance à se concentrer. Il est utilisé pour la modélisation des écoulements en nappes et pour la modélisation spatiale des objets surfaciques comme les zones hydromorphes (Tarboton, 1997; Tortrat, 2005).

Tortrat (2005) puis Trépos (2008), dans le cadre du projet SACADEAU, proposent une représentation des écoulements de surface sous la forme d'arbres d'exutoires. Avec la volonté de prendre en compte l'impact des éléments anthropiques sur la circulation du ruissellement et les parcelles comme unité de base (unités d'action), la représentation spatiale du bassin versant est proposée sous la forme d'un arbre de drainage. Les parcelles sont divisées en fonction des différentes sorties (ou exutoires) vers les parcelles situées à l'aval. A partir d'un modèle numérique d'altitude à maillage régulier (MNA à 20m) et d'un relevé des éléments anthropiques influant les écoulements de surface (et subsurface), les chemins de l'eau et le réseau de drainage sont déterminés. La représentation du réseau de drainage sous forme d'arbre sert à la création de l'arbre d'exutoire de parcelles permettant d'intégrer l'unité agronomique et les chemins de l'eau. Il est possible de visualiser la contribution de chaque exutoire de parcelle à la contamination des cours d'eau par les pesticides lors des simulations (Tortrat et al., 2003). La représentation du bassin versant sous la forme d'un arbre d'exutoire intègre les écoulements de surface aussi bien sur les parcelles que dans les réseaux.

La construction d'un arbre d'exutoires nécessite des informations topographiques précises sous la forme d'un MNA dont le maillage doit être en relation avec la taille des éléments à intégrer. Tortrat (2005) propose un MNA au pas de 20m couplé à des informations relatives aux éléments du paysage. Un MNA au pas de 50m est disponible pour tout le territoire français (BDalti de l'IGN), certaines zones sont également disponibles au pas de 25m. L'interpolation des données altimétriques d'un pas de 50m au pas de 20m est certes possible mais nécessite un calibrage et des corrections pour prendre en compte le fonctionnement du bassin versant (Jacod, 2008).

La détermination des UHs exposée précédemment (voir section 2.1.), si elle requiert un traitement cartographique informatisé, n'exige pas ce niveau de résolution de données. En effet, la détermination

des chemins de l'eau peut se faire par expertise sur le terrain (CORPEN, 1996) ou grâce à des informations topographiques plus grossières (relevés de terrain ou courbes de niveaux).

Pour notre étude nous avons opté pour une segmentation de l'espace fondée sur le principe de l'unité hydrologique et une représentation monodirectionnelle des écoulements. L'espace du bassin versant est considéré comme des successions d'unités hydrologiques dont le ruissellement se déverse de parcelles amonts vers un nombre plus limité de parcelles en aval, elles-mêmes se déversant dans le réseau hydrographique comme représenté sur la figure 3.2 (fossé, route, chemin de l'eau identifié). Cette forme de représentation est celle utilisée par le modèle MHYDAS (Modélisation HYdrologique Distribuée des AgroSystèmes) avec lequel nous avons construit notre indicateur (voir l'article en section 3.1.).

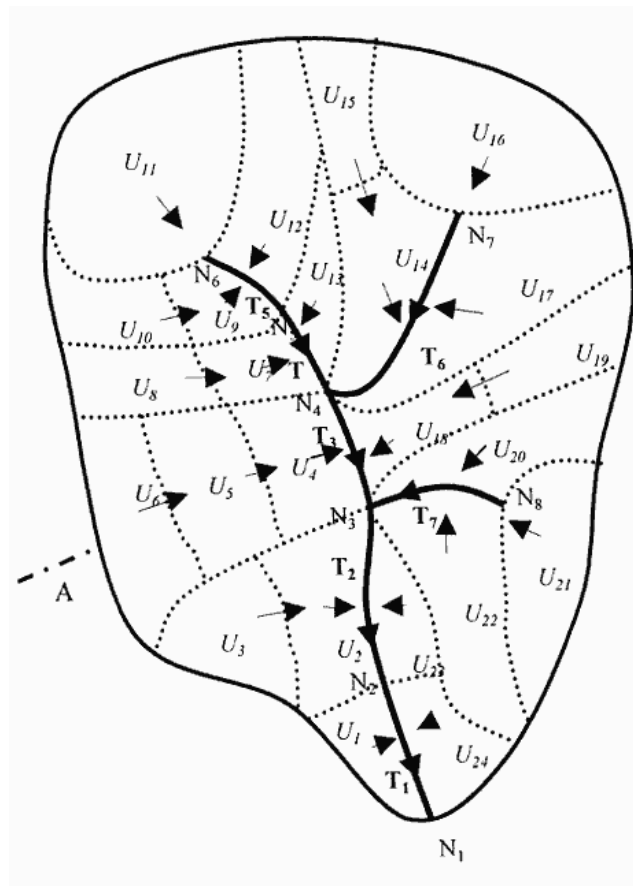


Figure 3.2. : Représentation de l'espace du bassin versant et des écoulements superficiels, source LISAH (2006)
 U : Unité hydrologique, T : tronçon (partie du réseau hydrographique), N : Nappe (compartiments d'eau souterraine)

2.3. La mesure de l'impact de la variabilité spatiale des facteurs

La distribution spatiale des variables influentes d'un processus étudié à l'échelle du bassin versant peu avoir une grande importance (Leterme et al., 2007b). Colin et al. (2000) mettent en avant l'influence de la position des parcelles traitées par rapport au réseau hydrographique sur la contamination des eaux de surface par les pesticides.

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (voir chapitre 1, section 2.5.), l'estimation de l'impact de la spatialisation des pratiques agricoles sur les pertes de pesticides par ruissellement se fait généralement grâce à une cartographie des risques de transferts à priori et à dire d'experts (p.e., l'outil Aquavallée[®], Réal et al., 2007), souvent aidée par la télédétection. Cette méthode permet de disposer de supports pour l'aide à la décision et l'action rapide en hiérarchisant les zones d'action. Cependant, de par son aspect qualitatif, la validation de la méthode est problématique.

La mise au point d'une mesure simple de l'impact de la morphologie, de l'occupation du sol et de la pédologie d'un bassin versant sur les pertes de pesticides par ruissellement se confronte à la grande diversité des bassins. La généralisation des comportements des bassins versants et leur classement typologique sont très compliqués de par leur singularité. Pour la plupart des outils d'évaluation fondés sur des mesures de terrain, l'universalisation de leurs résultats ou l'extrapolation des relations inter variables déterminées sont donc souvent très limitées.

Les modèles de simulation sont performants pour la comparaison de scénarii spatiaux mais restent encore difficiles à employer pour une démarche d'aide à la décision (voir chapitre 1, section 2.5.). De plus, la généralisation des règles issues de la comparaison de scénarii ne peut se faire que si les simulations effectuées sont représentatives de l'ensemble des situations potentielles. Cette démarche a été appliquée dans le cadre du projet SACADEAU (Trepas, 2008). Différents scénarii agronomiques ont été comparés sur un bassin versant et des règles d'apprentissage ont été élaborées.

Dans cette étude nous proposons une approche fondée sur l'expérimentation numérique et l'apprentissage supervisé. L'expérimentation numérique nous permet de nous détacher de la réalité d'un bassin versant existant et permettrait une plus importante généralisation des résultats.

3. L'indicateur de connectivité

3.1. Développement de l'indicateur de connectivité (article)

An indicator inferred from hydrological mechanistic model simulation to assess spatial agricultural management impact on pesticide runoff

Wohlfahrt, J.¹, Colin, F.², Assaghir, Z.¹, Bockstaller, C.¹

¹ INRA UMR 1121 INPL-(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar

28, rue de Herrlisheim BP 20507, 68021 Colmar Cedex, France

Tel: 0033 (0)3 89 22 49 26

Fax: 0033 (0)3 89 22 49 21

Email: wohlfah@colmar.inra.fr; assaghir@colmar.inra.fr; bockstal@colmar.inra.fr

² UMR LISAH

2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier cedex 1, France

Tel: (33) 04 99 61 24 56

Fax: (33) 04 67 63 26 14

Email: colinf@supagro.inra.fr

Abstract:

This paper deals with spatial agricultural management toward pesticide pollution at a catchment scale. There is a need of operational tools for catchment managers to assess pesticide runoff risk and to compare different agricultural scenarios. Simulation models at the catchment scale are performing once calibrated but still need hardly available input data. In this study, we propose an indicator inferred from MHYDAS model simulation results. This tool can be implemented without prior calibration with low requirement of data in comparison with the simulation model. After having generated 27 databases with the model results (10,000 each), a supervised learning method (regression tree) was used to build a prediction model. The indicator tends to assess field connectivity to the hydrological network for small agricultural catchments (<1km²). This measure allows identifying risky situations regarding pesticide losses to the network. The indicator is applied on catchment located in the South East of France (Roujan) and the impacts of two agricultural scenarios on field connectivity are compared.

Keywords: spatial agricultural management, indicator, metamodel, connectivity, small catchment

1. Introduction

Pesticide pollution of water bodies is a great problem for water supply in European Union. It concerns groundwater and surface water resources. In particular, 38% of the French drinking water supply depends from surface waters (*source: C.I.eau*) which are particularly vulnerable to agricultural pollutions. In 2000 European Union votes the 2000/60/EC council directive aiming at reaching a good ecological state of all water bodies until 2015.

Concerning surface water pesticide pollution, several aspects are involved and have to be known and controlled as point source pollutions, direct drift into water bodies or pesticide runoff (Reichenberger et al., 2007; Wauchope, 1978). Dealing with punctual pollution source can be relatively easy to solve locating areas where pesticides are handled, filled into sprayers or where sprayers are washed down. In the same way minimizing pesticides losses can be manage regulating spreading activities with wind intensity. Managing losses occurring by runoff is more difficult. And in reality surface water bodies pollution by pesticide is mainly due to surface runoff (Blanchoud et al., 2007). Because pesticides are spread on soil surface, they are so rapidly mobilised and transferred towards rivers. Considering more precisely hortonien runoff, which appears if rainfall intensity exceeds soil infiltration capacity, it occurs most of time in treatment periods (spring / summer) when pesticides are the more available for runoff (Louchart et al., 2001).

Pesticide runoff is then an important process when dealing with surface water contamination. Evaluation tools are needed to assess pesticide contamination of surface water, to compare different agricultural management options or the result of a mitigation action (agro-environmental scheme, advice action, etc.). Field scale processes regarding pesticide losses by runoff are well known, as the number of assessment methods available shows (Giupponi, 1995; Leonard, 1990). Pesticide runoff assessment methods at a field scale emerged in the 60s (Wauchope, 1978) and improved until now, as ongoing European projects FOOTPRINT develops new ones (Dubus et al., 2007). This great development is due to the relative simplicity of field scale experiment compared to catchment ones. As the number of field studies grows the comprehension of runoff and pesticide loss processes becomes more accurate. We can then consider that knowledge on this particular process is important and that assessment tools reach their goals in terms of reliability and usability (Bockstaller et al., 2008).

In terms of impact evaluation, small catchment (1km²) seems to be the adequate scale to assess pesticide losses by runoff into streams. Small catchment is an “action” scale where catchment managers can target their activities on problematic agricultural fields and in the same time they can figure the whole catchment behaviour (Wauchope, 2005). Moreover, regarding physical processes

involved, reasoning at a catchment scale allows us to take into account dilution or re-infiltration in landscape, compared to field scale where only “edge of the field” results matters (Stein et al., 2001). Comparing field and catchment scale assessment tools evolution, we can see that the latter are less developed than the former (Bockstaller et al., in press). This may be due to the fact that field processes understanding is a premise to a larger scale view. This could explain the delay of catchment studies compared to field ones. Other parameters like experimentation costs or feasibility and upscaling processes combination could also be a reason for the smaller interest in catchment studies compared to field ones. Demand for operational tools at a catchment scale is anyway growing as it is the more relevant scale to manage water quality.

Catchment scale approaches allow taking into account the spatial dimension of water contamination by agricultural pesticides. As a matter of fact, spatial distribution of agricultural practices may have a great influence on water quality at the catchment outlet (Herbst et al., 2006; James and Roulet, 2007; Merz and Bárdossy, 1998; Moussa et al., 2002). The question is then how to evaluate on the one hand agricultural practices spatial distribution and on the other hand impacts on water quality regarding pesticide runoff of the catchment spatial structure in an operational vision?

The difficulty of assessing catchment hydrological behaviour lies in the fact that its dependant on its heterogeneity and this heterogeneity cannot be completely known and described (Durand et al., 2002). Experiment is mostly impossible to carry out in view of our purpose, considering only the high number of possible spatial combinations. Physically based simulation models could be used for testing agricultural practices spatial impact on pesticide runoff. This kind of study has already been done for assessing spatial variability impact of other parameters like DT50 (Leterme et al., 2007). Mechanistic models allow simulating lots of situations while controlling all parameters (Borah and Bera, 2003). Although models are effective when they are previously calibrated and validated, procedure which requires representative measured data to compare them to predicted ones (Arnold and Allen, 1996; Moussa et al., 2007).

Generally speaking, simulation models are still complicated to use for non specialists (high number of input data, unfriendly softwares, meaningless output data for management) and costly in terms of field measurements (parameterization and calibration) (Pineros Garcet et al., 2006). Simulation models are not really adapted to catchment direct management. Catchment managers need “straight to the point” tools, easy to carry out and to understand (global functioning and outputs).

Our problematic is then to propose an operational tool for catchment manager's use keeping the more scientific knowledge as possible. How to develop a simple approach to a complex problem? We can suppose that field processes are well known but it remains to estimate the impact of agricultural practices spatial arrangement on pesticide losses. Considering our catchment problematic, we think

that the crucial point is to assess water paths inside the catchment which means define water connectivity between fields and between fields and the catchment outlet (Maneta et al., 2008). Field to network connectivity allows describing field sensitivity to pesticide losses via runoff: if a field is immediately connected to a part of hydrographic network, water at the catchment outlet pollution would be higher than if the connectivity is more complex. Once pesticide is in the hydrographic network, we can suppose that the major part of the pollution will join the outlet with water transfer.

Once the user is aware of the field's inherent risks, he can advise farmers on pesticides applications. The goal of this paper is to present an operational tool assessing risk levels regarding pesticide losses from each field inside the catchment. Our working assumptions are (i) pesticide losses by runoff are completely dependant on the water runoff process and (ii) talking about connectivity, field outcoming runoff can be routed or not to the catchment network according to processes standing in water's way. The question is here to quantify the importance of each field's downstream hydrological unities infiltration in order to calculate the residual runoff inputs in the catchment network. We have chosen to compute the field's contributions using a mechanistic hydrological model. Measurements from a research observatory allows the parameterization, the calibration and the validation of the model. The model has been used in a numerical experiment mode to generate a database. Once reference situations simulated, a supervised learning method, regression tree, is applied in order to learn from data an operational predicting model. This kind of metamodelling is innovating in the environmental field, but more usual in the medical or informatics sciences (Lodise et al., 2008; Norkevicius and Raskinis, 2008; Shahani et al., 2008). Its principal interest lies in the fact that output prediction model is understandable (tree shape) and then manageable (Shan et al., 2006). Regression trees will be validated with independent simulated data in order to assess their prediction capacities. The final indicator will be used to predict fields' connectivity thanks to an application example on a vineyard planted catchment in Roujan, France.

2. Material and Methods:

2.1. Indicator description

The idea is here to assess each catchment hydrological unit (HU) retention potential. Considering two HUs, one upstream and one downstream and a pesticide application on the upstream one (figure 1), retention potential is calculated as follows, depending on losses of a soluble chemical component (called after tracer) on each HU:

$$Rp = \frac{\text{Upstream losses} - \text{Downstream losses}}{\text{Upstream losses}} \cdot 100$$

with Rp: Retention Potential

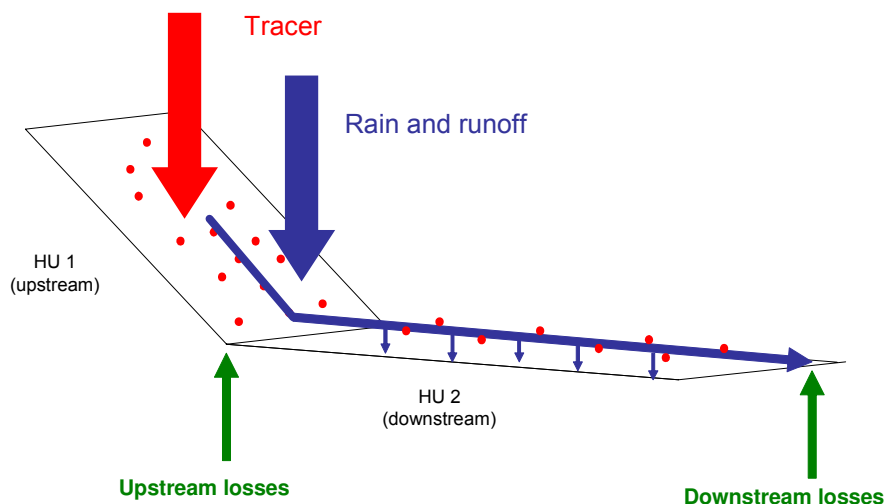


figure 1: Tracer application and transport on two HUs

Rp expresses the capacity of one landscape component defined as HU (field, fallow land, grassed strip) to infiltrate incoming pesticide quantity from one upstream element. To identify this infiltrated quantity on the downstream HU separately from water runoff, we choose, as for field experiments, to simulate the behaviour of a tracer.

In order to calculate Rp on the whole catchment, we have to define HU sequences linking each HU to the network. Each HU will then have its sequence composed of its downstream components.

Combining retention potentials for a HU sequence (figure 2), led us to assess a “connectivity level” (Cl) for each agricultural field called HU (i) depending on its own downstream components:

$$Cl_n = \frac{\prod_{i=1}^{n-1} (100 - Rp_i)}{100^{n-2}}$$

with n , the HU number in the sequence considering $i=1$ for the downstream HU of the sequence (the closer to the network).

If $n=1$, Cl is set at 100.

The final indicator Cl can be mapped and be used to define sensitive areas inside a small catchment regarding potential pesticide losses to network by hortonien runoff. Such a map can be useful to focus corrective actions on those identified areas.

The Cl indicator will be defined for three risk levels depending three rainfall intensities return period (one, two or five years).

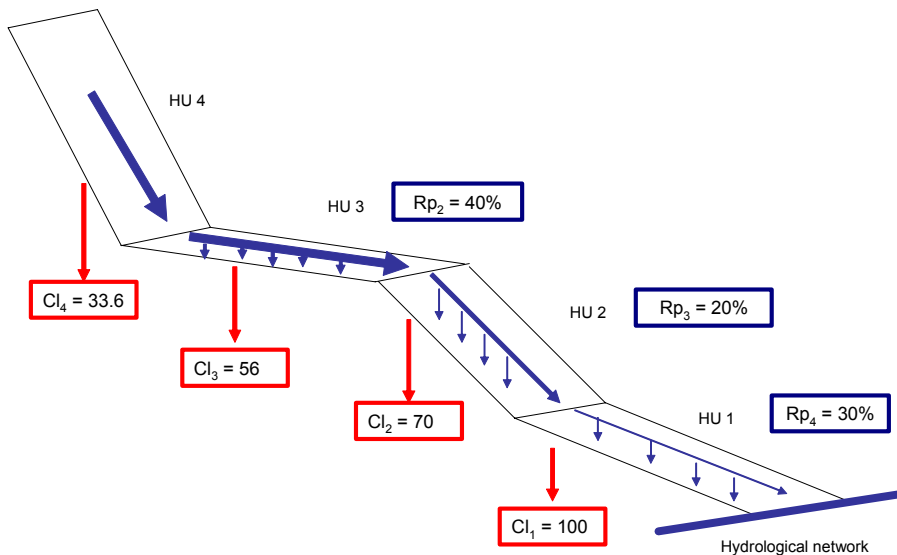


Figure 2: Calculating connectivity levels (Cl s) for one hydrologic units sequence of four hydrological units (HU_s)

As we saw it before, Rp is calculated using tracer losses estimations at the upstream and downstream edge of fields simulated with a mechanistic model (figure 1). To avoid the systematic use of the model to assess those losses, we will build a simulated database covering a large number of situations. Supervised learning on this database will help us to generate the indicator in a simpler way. At the end, the final prediction method will be able to assess Rp and Cl on each agricultural field of a catchment with only few variables defined as the most influents (see 2.2.2.).

2.2. Building a numerical database

2.2.1. Simulation model used

MHYDAS (Modélisation HYdrologique Distribuée pour les AgroSystèmes) is a rainfall-runoff, distributed farmed catchment model (Moussa et al., 2002). Like many distributed models, it considers the catchment as a series of interconnected surface units, corresponding to HU defined before, linked to the hydrological network portioned in linear units. Over each HU, MHYDAS simulates Hortonien surface runoff. The determination of infiltration rate is based on the Green and Ampt's (1911) and Mein and Larson's (1973) equations adapted by Morel-Seytoux (1978). Comparing infiltration rate and rainfall intensities allows to calculate the rainfall excess on each HU for a given soil type, two main input factors must be taken into account: saturated hydraulic conductivity (Ks) parameter and soil water content (θ_i) initial condition.

The unit hydrograph is used to route surface runoff at the scale on each HU, from one centre of gravity to another using the Hayami approximation solution to the diffusive wave equation (Moussa, 1997). Main inputs variables are topographic data (distance between gravity centres, mean slope) coefficient of roughness, celerity and diffusivity.

In order to track water fluxes between each unit in the modelled system and perform sensitivity analysis toward spatial arrangements, a tracer function has been plugged in the MHYDAS model (Colin et al., submitted). Based on mass conservation, it simulates concentrations of a tracer (as a soluble chemical component) taking into account immediate mixing in water, dilution and infiltration due to water circulation. The model would also be able to calculate pesticide fate in a catchment. But, in order to limit uncertainty linked with pesticides mobilisation and transport processes (which are variable from one molecule to another), we choose to use the tracer option. $T(i)$, tracer mass simulated at the edge of all the HU(i) is calculated for each time step according this arguments:

For the source HU on which the tracer is spread, the mobilisation is constant through time:

$$Tl = k \times M_0$$

with k: extraction coefficient (fixed at 10%) – M_0 : quantity of tracer applied (g).

For all the other HU(i), we scan first order amount HU to obtain $Tl(i-1)$ value:

If $T(i-1) = 0$, $T(i)=0$

If $T(i-1)>0$, $T(i)=T(i-1)=T_{inf}(i)$

With $T_{inf}(i)$ tracer loss by infiltration on the HU(i) depending on water infiltration and runoff quantities.

2.2.2. Selection of simulation scenarios variables

According to the aim of this study to develop an operational tool, we choose to select the most influent ones and to combine them in an indicator, the R_p value (see 2.1.). Influence of selected variables was tested on runoff production and runoff routing model functions. Results will be expressed according to the value R_p . Model variables chosen are (see signification in 2.2.1.):

- Saturated hydraulic conductivity (K_s) and mean initial water surface content (θ_i) for rainfall infiltration,
- Distance between HU gravity centres and mean slope for runoff routing

Other important variables playing an important role in the determination of runoff concern rainfall properties (intensity, volume and length of the rainfall event), inputs of the model. They will be combined with infiltration variables (K_s , θ_i) in the simulations.

Other parameters are taken into account for the calculation of runoff production and routing as roughness coefficient, celerity and diffusivity parameter used in diffusive wave equation. Those parameters were fixed for our simulation to values obtained during model calibration. Varying those parameters could have been possible but not relevant in our case because we consider that they were characteristics of the studied catchment. Moreover, they were particularly influents on propagation in networks and lesser on overland flow estimation. Varying those parameters is then meaningless and will lead to a high number of combinations (Huber and Berthold, 1997).

2.2.3. Inputs variation ranges

As shown on figure 1, the assessment of the R_p factor requires only two HUs, one upstream and (HUu) one downstream (HUd). K_s , θ_i , area, slope and rainfall properties varying and R_p is calculated for each variable combination. Variation ranges are exposed in table 1. Concerning K_s , minimum value is 2.5mm.h^{-1} which can be observed for non tilled crusted soils, maximum value of 80mm.h^{-1} can be observed for very filtrating soil like deep sandy soil or grass covered soils. Leonard and Andrieux (1998) and Wassenaar et al. (2005) give some experiment results of infiltration rates measured under rainfall simulations, minimum values range between 1 and 9.1mm.h^{-1} and maximum values between 30.8 and 78.1mm.h^{-1} . HU slope variation range depends on agricultural constrains. We consider that mechanised agriculture cannot be practiced on steeply slope ($> 15\%$) and even manual agriculture is hardly possible for a 30% slope. HU's areas are varying between 100m^2 and 10ha which is classically observed in French agricultural landscapes. The variable taken into account in the runoff routing calculation is distance between HU's gravity centres and not HU's area. To avoid multiplying simulation by varying distance and area, we set the HU shape as rectangle of 100m wide and variable length. Distance between gravity centres are then calculated as follows:

HUu distance = length from HUu center to HUD center

HUd distance = length from HUD center to the edge of HUD

Rp calculated for HUD depends on HUD spatial characteristics, rainfall properties and incoming runoff volume from HUu and eventually upstream HUs. To avoid tracer losses underestimation and to limit confusion in the evaluation of factor impact, we choose to set worst case values for HUu's properties (Bonzini et al., 2006). Incoming runoff is then maximum and Rp calculated for HU is minimum.

HUu's Ks and slope are unvarying. Ks is set at a worst case values encountered for agricultural fields, 2.5mm.h⁻¹. HUu's slope is set at 15% when HUD's is varying between 0 and 30%.

Rainfall event duration is set at 1 hour so intensity and volume are variables. Maximum intensity is given by the Montana's formula, an empirical formula used in French context (Chocat, 1997):

$$i(t;T) = a(T) \cdot t^{b(T)}$$

With i, rainfall maximum intensity for a duration equals to t min (set at 10min) and T, the return period (year); a and b are given coefficients dependant on geographical zones and return period.

Rainfall volume is calculated on the basis of pyramidal shape of the rainfall intensities around the maximum intensity. Rainfall maximum intensity and total volume are in figure 3.

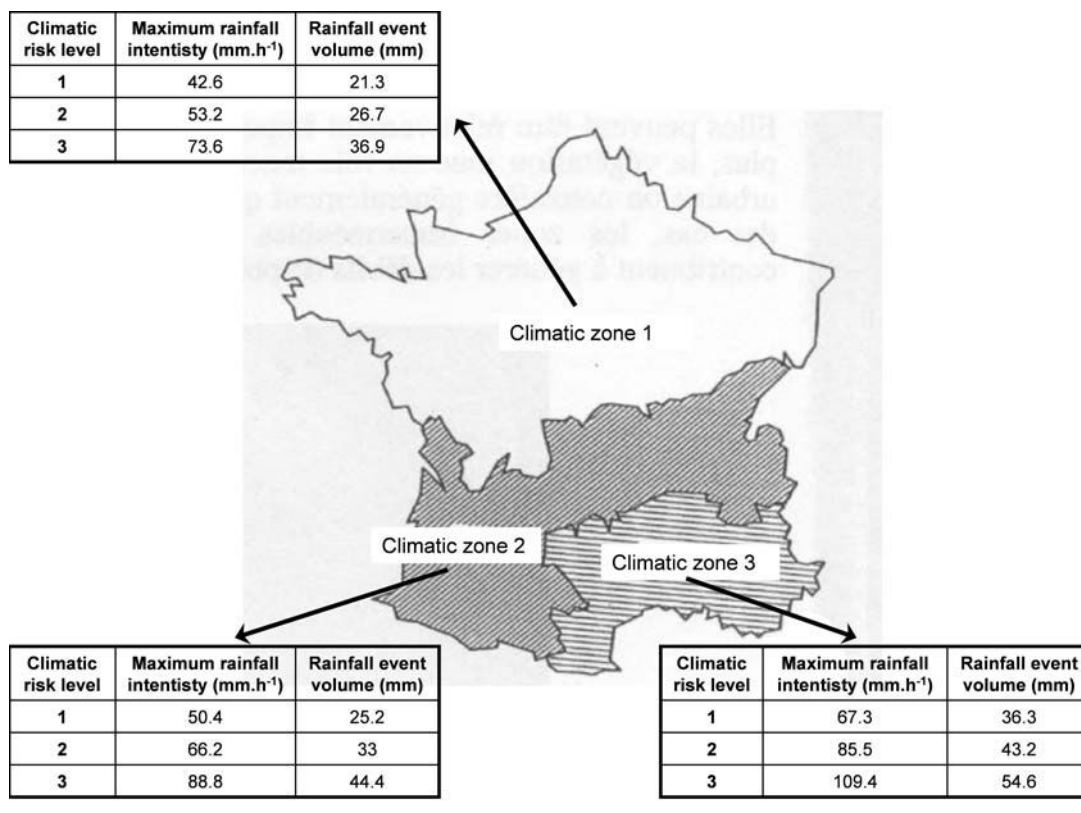


Figure 3: Climatic zones and rainfall events description modified after Chocat (1997)

Considering three homogeneous rainfall geographic zones in France and three return periods (1, 2 and 5 years), we build nine rainfall reference events (3 return periods per zone, see figure 3). Each return period present a climatic risk level going from current risk (1year return period) to more seldom one (5 years return period). The final indicator will then give the possibility for user to evaluate their practices toward three kinds of climatic risk. The prior choice will then be the geographic zone and the climatic risk level. For each rainfall event, Ks, slope and surface impacts on Rp will be evaluated.

The last mentioned variable influencing runoff production function in the MHYDAS model is the mean initial water surface content θ_i . First, this variable has the same value for the two HUs during the simulations. θ_i depends mostly on the previous rains and in a second way on the soil type. Considering our working scale (small catchments) we assume θ_i to be homogeneous on the whole catchment. In order to be able to determine this variable without to many field measurements, we set its values at three levels: dry, saturated and humid corresponding respectively at the soil residual water content, saturated soil water content and half water content between those two values. For the simulations, we set the following values: 0.2, 0.28 and 0.36 for a dry, humid and saturated soil. Those water surface content states could then be determined considering season or previous rainfall event when information is available. In case of lack of information we recommend using the “saturated” value in order to simulate a worst case situation. As for rainfall reference events, all simulations are done for every value of θ_i .

2.2.4. Scenarios and values:

To define the indicator in different climatic context, 10,000 simulations were done for the 27 combinations rainfall event type/ initial soil water content. As the accurate assessment of rainfall intensity and θ_i values requires specific monitoring, most of time not available for catchment managers or farmers, we decided to set those values at three levels that could be easily determine. Those two factors are then in correspondence with discrete variables.

10,000 random instances of variables chosen for simulations (HUd's Ks, HUd's slope, HUD and HUu's areas) were picked up in the variables distribution (see table 1). Instances of each variable are randomly associated to create 10,000 situations or scenarios.

Table 1: Variables variation ranges and distributions

Variable	Varying on:	Variation range	Agronomical risk variation range	Increment value	Distribution Median (10000 values)	Maximum value (10000 values)	Minimum value (10000 values)
Ks (mm/h)	HUd	[2.5 – 80]	[2.5 – 20]	0.1	15.5	80	2.5
Slope (%)	HUd	[0 – 30]	[0 – 15]	0.1	11.2	30	0
Area (m ²)	HUd	[100 – 100000]	[100-10000]	1	7582	99912	100
	HUu	[100 – 100000]	no	1	50537	99990	102

For the selection of input values, we decide to set a non-uniform distribution, giving more weight to risky situations (see table 1: HUd's Ks, slope and area). For those variables, as shown on figure 4, 6667 values are from the agronomical risk variation range when 3333 are from the whole distribution. We consider that there is a risk of underestimating unfavourable situations during the learning process due to wide variation range of each variable, and the relative small number of simulation (10,000) randomly chosen. Situations could have been ignored in the database and in the final model. For example, if too few unfavourable situations (all input variable are unfavourable) are simulated, they may be ignored during the learning process. Moreover, the more information of one type of situation in the database is, the more accurate for those situations the final model will be. By increasing the number of value of the agronomical risk variation ranges, we are increasing the possibility of simulating and interpreting risky situations. Agronomical risk variation ranges were defined to have a maximum low Rp values (HUd low Ks and small area). Concerning HUd's slope, the agronomical risk range is related to current practices, as mechanical agriculture when slope is above 15% is hardly achievable. The fact that, at least, 2/3 of the simulations will be done for slope below 15% increase the accuracy of the final model for current situations. HUu's area has no agronomical risk variation range as it seems difficult to define a current or risky situation for this variable. Upstream area can be either large or small and, even if a larger upstream area would yield a lower Rp, boundaries would not be relevant. All HUu's area values are represented for the simulations.

In the end we built 10,000 scenarios for 27 climatic situations (rainfall event / θ_i) that is 270,000 simulations with the MHYDAS model. We dispose of 27 databases to process supervised learning, one per climatic situation, of 10,000 scenario/Rp situations each. Each database will yield a predicting model (see figure 5).

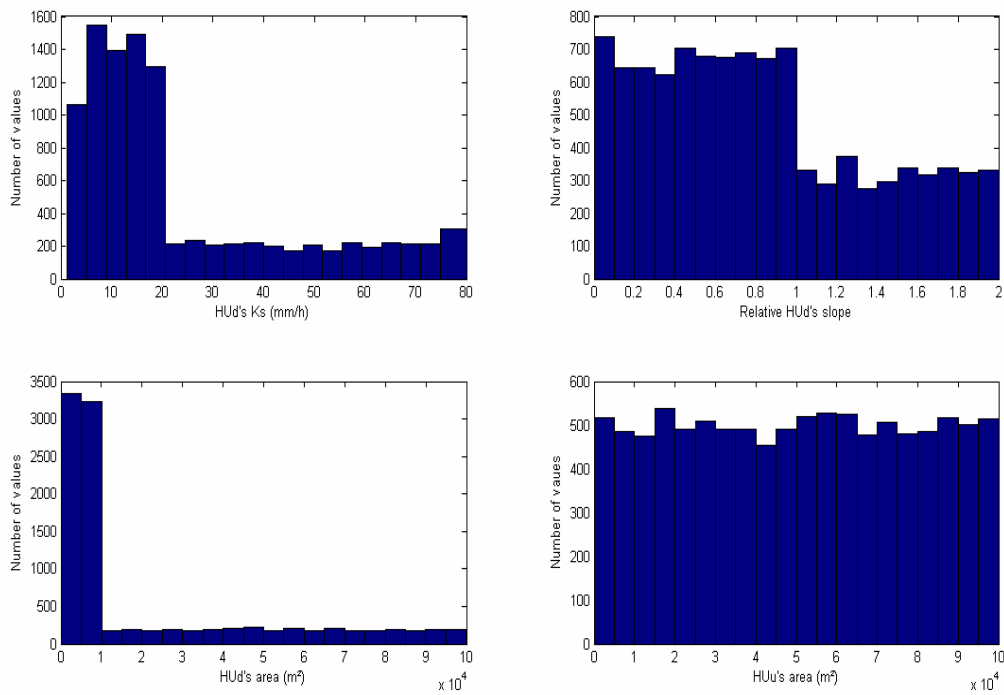


Figure 4: Input variables distributions

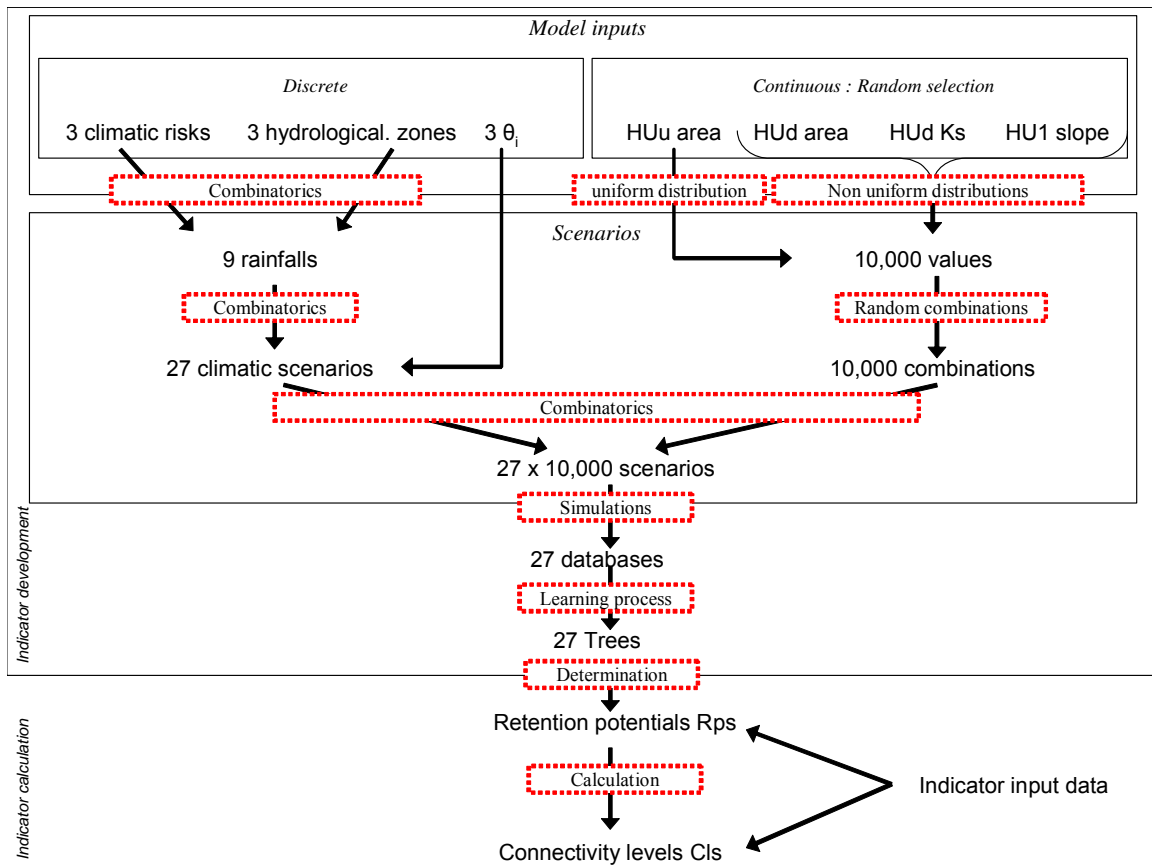


Figure 5: Indicator development method and calculation

2.3. Supervised learning

2.3.1. Method

Once databases are built, we want to extract data information while keeping a good understanding of the final model. Two kinds of metamodelling approaches are identified: analytical methods (e.g., regression) and advanced computer intelligence methods (e.g., neural network). The former is well-known in literature and used whereas the latter is less developed (Merkuryeva, 2004). As a matter of fact, most of these methods are performing but appears as a black-box summarizing processes for final users.

Among advanced computer intelligence methods, decision and regression trees offer a good predicting method while keeping mechanisms clear for users, associating a result for each variable class combination (Shan et al., 2006). These two methods belong to the group of supervised learning methods. As the output of the connectivity indicator, R_p , is a continuous attribute, regression tree learning method seems to be more appropriate than decision tree. Using decision tree would require for dividing R_p into classes before the learning process. Information about R_p sensitivity to input variable variations would have been lost during this process.

We used the WEKA3.5. software (Waikato Environment for Knowledge Analysis) to generate our trees (Witten and Frank, 2005). WEKA is a tool for data analysis, binary and source freely available. It includes different algorithms to make data pre-processing, classification, regression, clustering, association rules, and visualization. Implemented methods include instance-based learning algorithms, statistical learning and tree-like algorithms like J4.8 or regression tree methods. The most appropriate regression tree method available in this software was the REPTree method. REPTree is a fast decision tree learner, using information on variance to build tree and prunes it using reduced-error pruning. REPTree uses standard techniques from C4.5 and CART methods (Breiman, 1984; Quinlan, 1996).

Based on a preliminary analysis (results not shown), we applied constrains on our trees in order to control its size, to keep a good understanding of the tree, while limiting its global error. Two pre-pruning constrains were applied, one is limiting the tree depth at 10 and one is setting the minimum instances number per leaf (or rule) at 10.

2.3.2. Validation of the predicting model

Validation test sets of 3333 instances were generated with the MHYDAS model for each climatic situation. 3333 instances of each input variable were randomly chosen and associated to create scenarios. Input instance distributions are uniform for given total variation range describe in table 1. Those sets were used to validate regression trees.

Regression tree validation yields indices like correlation coefficient, root mean squared error, and relative absolute error. Those indices help us controlling the model efficiency by informing on difference between prediction and true values.

3. Results

3.1. Simulation results description:

Table 2: *Rp's distributions characteristics*

Climatic zone	Minimum Rp value	Maximum Rp value	Mean Rp	Standard deviation	median
1	0.04	100.00	58.20	38.44	59.30
2	0.03	100.00	53.94	39.03	47.90
3	0.03	100.00	48.20	39.47	34.82

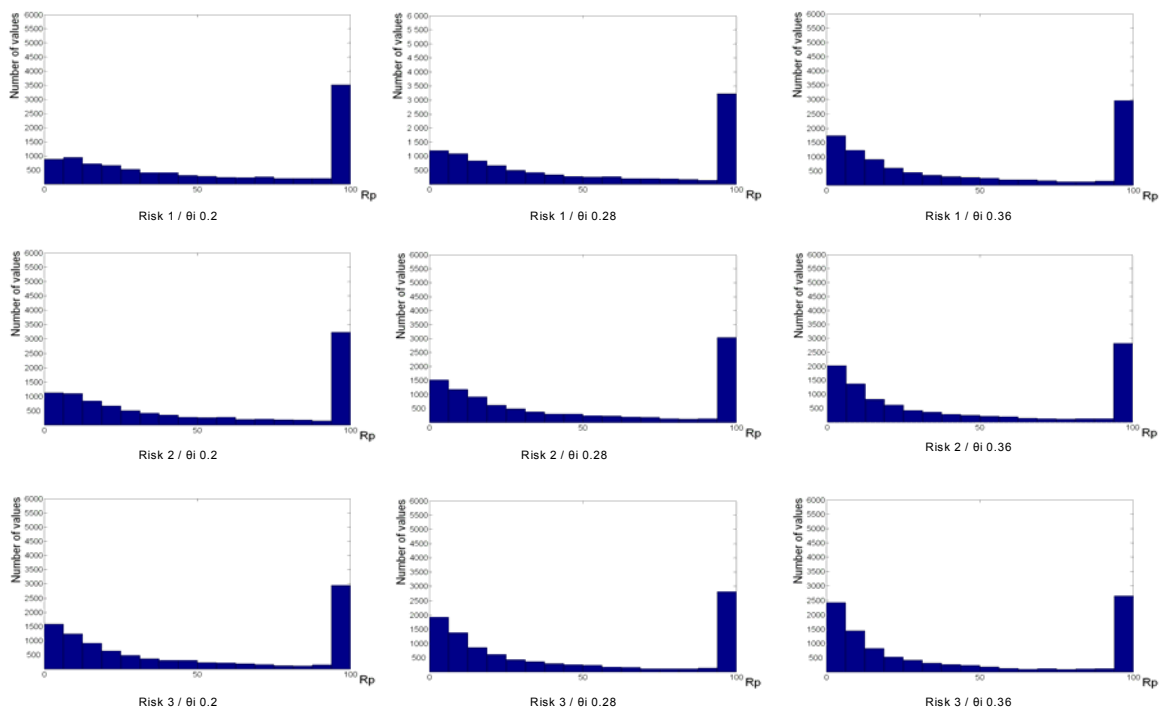


figure 6: *Rp distribution for each climatic scenario of hydrological zone 3*

Rps distribution information is gathered in table 2. Rp's behaviour is consistent with expectation we could have while setting the input variables values. The more runoff, the smaller Rp values are, which means that infiltration rates are lower when rainfall intensity is higher. Observations made on Rp distributions for different climatic situations provide the following result: the more runoff, the more little Rp values. Rps dependence on climatic scenarios (risk level / θ_i) for each hydrological zone is

illustrated in figure 6 for zone 3. As for hydrological zones analysis (table 2), we can observe that R_p decreases when rainfall and runoff increase (greater θ_i and risk values).

As other variables than climatic ones were randomly associated, their effect on R_p is less obvious. HUD's area seems to have the greater impact on R_p following by HUD's Ks and HUu's area according to the correlation coefficients between those variables and R_p (see table 3). Even slope can be considered correlated to R_p , ranking last with respect to the other variables.

Table 3: Input variable correlations with R_p s characteristics

Climatic zone	1		2		3	
	correlation coefficient	Signification	correlation coefficient	Signification	correlation coefficient	Signification
Rp correlation	-0.141	Yes	-0.127	Yes	-0.075	Yes
Rainfall intensity	-0.137	Yes	-0.110	Yes	-0.078	Yes
θ_i	0.342	Yes	0.326	Yes	0.293	Yes
HUD's Ks	-0.260	Yes	-0.251	Yes	-0.233	Yes
HUu's area	0.656	Yes	0.702	Yes	0.765	Yes
Relative slope	0.029	Yes	-0.035	Yes	-0.045	Yes

Signification: signification of the correlation between the input variable and R_p for a 5% error level t test.

3.2. Regression trees

27 regression trees were built with simulated databases, one per climatic situation. Tree size varies between 83 and 144 rules depending on climatic scenario and hydrological zone. Validation tests run with an independent simulated database yields correlation coefficient between 0.94 and 0.96, relative absolute error within the range of 3.73-9.24%, and relative mean squared error within the range of 3.98-9.94 depending on scenarios.

One of the reasons for the choice of the regression tree supervised learning method is that the final model can still be understood by users. The global behaviour of the tree can be translated by a variable classification. Relative ranking of input variable was done using WEKA software subset evaluator module. This function yields a relative attribute ranking and a selection of attributes necessary to build the regression tree considering the learning method chosen (e.g.: REPTree) and its constrains. For all the 27 trees built, relative attribute ranking is the following: HUD's area, HUD's Ks, HUu's area and HUD's slope. HUD's area can then be considered as the most influent attribute and slope is the less one. In some situations, low runoff volume (low climatic risk and low θ_i), HUD's slope is not considered necessary for the tree building. In terms of application, these results mean that the larger the downstream elements are, the less important connectivity would be. An example of a regression tree is shown in the appendix.

Analysing further decision trees based on our simulated databases, we can define variables thresholds, defining zones of non variation impact, if the variable value is among this threshold, its variations has no impact on Rp. HUD's area thresholds for hydrological zones 1 and 3 are presented in figure 7. HUD's area thresholds are plotted for each rainfall risk level of the hydrological zones 1 (plain line) and 3 (dotted line) and for each soil water content level. The level of the curves represents the value of the threshold which means that, for example, for the climatic risk 1 of the hydrological zone 1 when the soil is dry, if HUD's area is greater than 23150m², its variations has no impact on Rp values. Thresholds are increasing between 23150 and 42550m² for HUD's area (figure 7) and 56.9 and 74.35mm.h⁻¹ for Ks (not shown), as rainfall and runoff volume. Those values inform about the indicator sensitivity towards the variable studied.

When runoff volume gets higher, larger downstream areas as well as higher infiltration rates are needed to decrease connectivity.

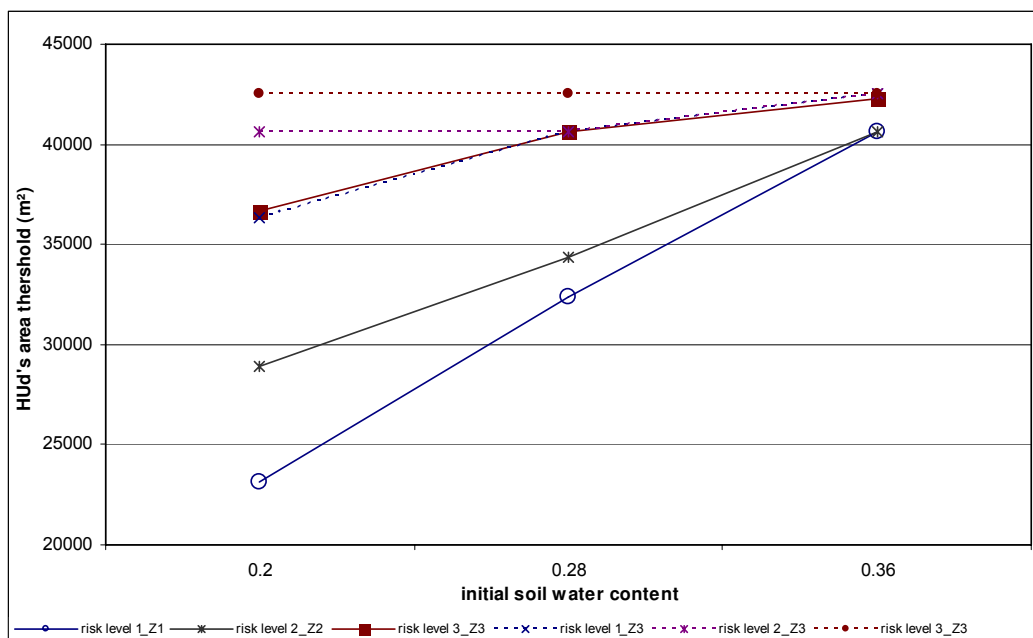


Figure 7: HUD's area thresholds for hydrological zones 1 (Z1) and 3 (Z3)

3.3. Indicator application:

The final connectivity prediction model was tested on a watershed for a climatic risk level 3 and a saturated soil (case 3 / 0.36). The Roujan's hydrological catchment is an experimental site of the INRA (French National Institute of Agronomical Research) situated in the South East of France (see figure 3). This region belongs to the third hydrological zone define in this country. Numbers of studies were conducted on this watershed (Lagacherie et al., 2006; Louchart et al., 2001; Moussa et al., 2002). Precise description of this catchment can be found in the cited papers. The dominant crop is vineyard (51ha, see figure 8).The watershed (91 ha) was split in 237 HUs corresponding to agricultural fields,

water paths between HU were identified on field. Roujan's catchment hydrological network is mostly formed with ditches. Hydrological network length is 12,5km and its density is 137m.ha⁻¹ . Experiments were already conducted to associate soil occupation with Ks value through soil surface characteristics on this particular site (Leonard and Andrieux, 1998). We used these results to estimate Ks in our application.

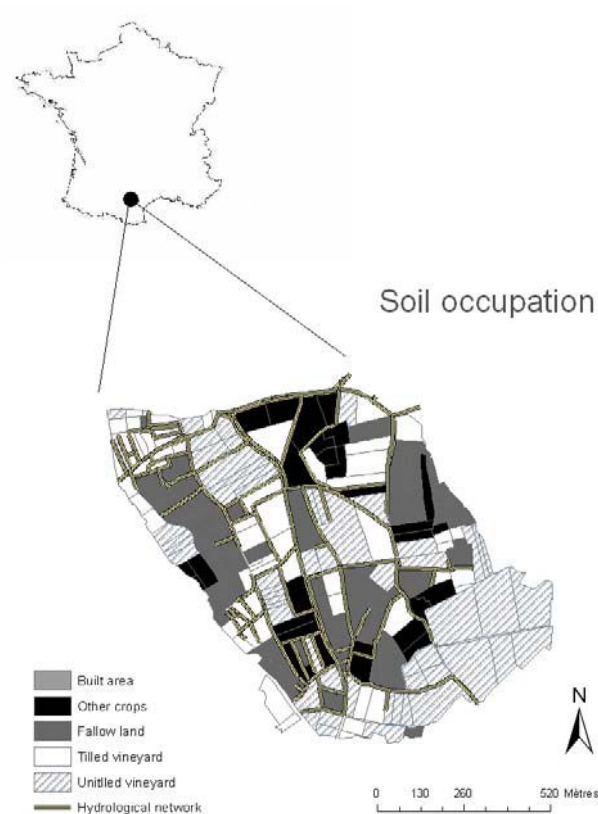


Figure 8: Roujan catchment situation and soil occupation

In order to calculate Rps, we had to identify catchments HUs sequences. We computed Rps for 44 sequences from two to six HUs (see figure 9; map 1). Rp represents a worst case retention potential of a downstream hydrological element (HUu's characteristics were set as worst case, see 2.2.3.). In order to take into account the amount of incoming runoff, depending on the whole upstream elements areas, HUu's area is calculated as the sum of all the upstream elements areas (see table 4). This will avoid error predictions of connectivity in cases where a smaller HU is detected inside the sequence. For 12 sequences, runoff route is not linear as multiple upstream HUs are encountered. These situations are taken into account as we considered the HUu's area input value as the sum of all the upstream elements areas. Cls calculation was based on Rps and HUs sequences determination (see table 4).

Table 4: Rps and CIs calculation for one HUs sequence of the Roujan's catchment (HUs sequence1) for the climatic risk level 3/saturated soil scenario of hydrological zone 3.

HU	Area (m ²)	Slope (%)	Crop	Ks (mm.h ⁻¹)	HUu area (m ²)	Rp	CI
1 (downstream)	2482.4	15.7	Fallow	80	8411.0	40.55	100
2	1432.5	27.6	Fallow	80	6978.5	40.55	59.45
3	1210.5	41.0	Fallow	80	5768.0	40.55	35.35
4	1212.5	26.0	Fallow	80	4555.5	40.55	21.02
5	564.3	45.8	Fallow	80	3991.2	12.31	12.05
6 (upstream)	3991.2	8.5	Untilled vine	7.1	No	No	10.95

143 out of 237 HUs are primary emitting HUs as they don't receive runoff from any upstream elements. Their retention potential has then no need to be evaluated (see figure 9, map 1).

79 HUs are directly connected to the catchment hydrological network without any upstream elements (no incoming runoff), CI is set at 100 to express a maximum connectivity risk. For the same reason – maximum connectivity risk – all downstream HUs CIs are set at 100. The final mapping of catchment HUs CIs yields a high number of risky situations where HUs connectivity level is greater than 80%, 62% of the HU and almost 70% of the total catchment area (see figure 9, map 2). Most of these situations correspond to direct network connectivity, 61% of the HUs (see figure 9, map 2, directly connected HUs). Depending on catchment network structure and nature, the importance of direct connectivity can vary.

Situations with low CIs are mostly located on the periphery of the catchment. These areas are less connected to the network. Peripheral field runoff has then to transit via other HUs to reach the hydrological network. The more HUs crossed, the smaller CI will be computed. However, the number of downstream HUs is not the only important factor to limit the connectivity. As we can see on figure 9 (map 2), two large HUs (100 and 114), located in the centre of the catchment, present a low CI (CI<12). Those two HUs are the upstream elements of the 102 HU which is a 1.6ha fallow. Its large area combine with a high Ks value (80 mm.h⁻¹) yield a high Rp value (97.64) which reduce the connectivity of its upstream HUs 100 and 114. The fact that a high number of HUs presents a 100 CI score is due to the catchment structure. As a matter of fact, the more developed the hydrological network is, the more directly connected HUs is.



Figure 9: Roujan's catchment HUs Rps(map 1) and CIs (map2),climatic risk level 3, saturated soil

In order to assess the indicator capacity to segregate different agricultural scenarios, a comparison has been made between two cases of agricultural management of the catchment. The first is the one presented before (see figure 9, map 2). We compared it to a scenario where all untilled vineyards ($K_s = 7.1 \text{ mm.h}^{-1}$) are replaced by tilled ones ($K_s = 31 \text{ mm.h}^{-1}$). Untilled vineyards cover 57 HUs and represent 22% of the catchment area (see figure 8). Considering the map of the indicator, we can see that some HUs present lower CI values for the tilled vineyard scenario as expected.

Converting this area into tilled vineyards generate a decrease from 71 to 69 of the mean catchment connectivity level (figure 10). The area concerned by the decrease of connectivity (12.5ha) is lower than the area converted from untilled to tilled vineyard (19.2ha) but still represents almost 15% of the total catchment area. The difference between those two areas is due to the fact that 9.8ha of the converted area is directly connected to the network (CI is set at 100). The additional 3.1ha which are concerned by the connectivity decrease are the upstream HUs of converted areas.

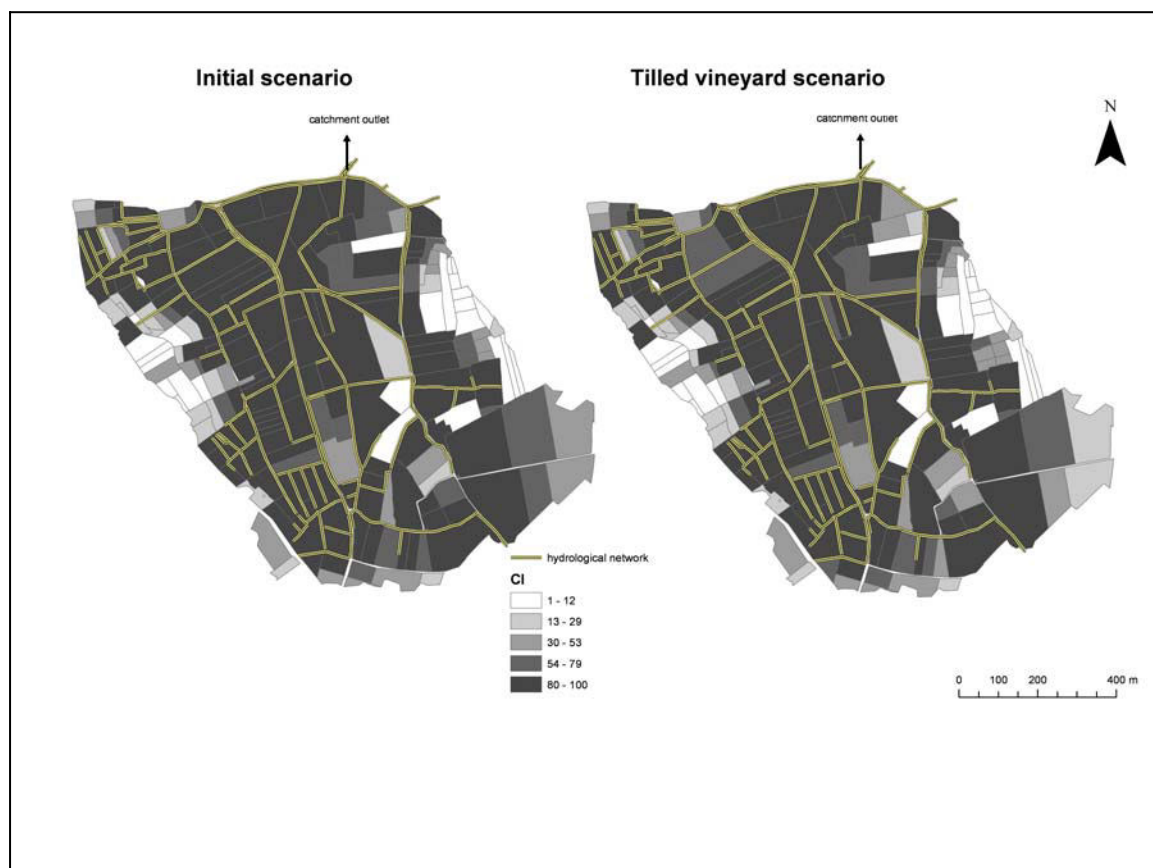


Figure 10: Comparison of the effect of two agricultural scenarios on CI values

The results of the indicator application shows that, without running a mechanistic model, it is possible to identify risky areas regarding pesticide losses by runoff and to compare different management scenarios. Even if the importance of the directly connected fields hides partially the variations of the connectivity levels of the indirectly connected fields in the global connectivity assessment, mapping the indicator gives a good idea of the catchment behaviour.

4. Conclusion

This work deals with the interest of using a mechanistic model to build a synthetic indicator in the case of the agricultural practices spatial distribution impact on pollutant transfer. This method seems to be pertinent for catchment managers who want to focus diffuse pollution mitigation strategies on risky areas in a complex context. The use of a supervised learning tree method (here REPTree) to assess variables impacts and to generate a predictive model allowed us to express the field retention potential with available data, and to keep a good understanding of the final indicator. Learning from a simulated database yields an indicator which translates model results. This method implies a loss of sensitivity and accuracy compared to the direct use of the mechanistic model, but the gain of applicability is important. The comparison between two agricultural managements of the catchment shows that the indicator is capable of reporting the effects of a change.

To be calculated, this indicator will need a spatial mapping of the watershed studied (topography, HUs characteristics and HUs sequences, network distribution) and an estimation of HUs Ks. Depending on the season and the geographic location of the watershed (in France), the indicator can be applied. The question of the availability of input data can still be raised concerning the determination of Ks. In our application example, we could assess Ks thanks to an experimental database linking agricultural practices to Ks. This kind of information is quite rare as the cost and time spent to establish them are high (Leonard and Andrieux, 1998; Ndiaye et al., 2007). Moreover, validity of such correspondence has to be measured and most of time its extrapolation to other site or conditions is not advised. Methods like pedotransfer functions are available to estimate Ks with parameters like bulk density, soil type, etc.(Bormann et al., 2007). The use of its results for deterministic predictions is not always recommended (Stenemo and Jarvis, 2007), but it may give an approximation of the value, secure enough for our indicator calculation as we based it on worst case retention potential (see 2.2.2.). As we saw it before, Ks is not the preponderant variable for our indicator (see 3.2.). Sensitivity analysis comparing different Ks assessment methods impact on connectivity indicator results should be done in order to assess uncertainty due to this factor.

The method employed for the indicator development is innovating as classical metamodelling is mostly based on standard regression. It allows analysing the behaviour of the Rp depending on the situation without automatically comparing scenarios (see 3.2.). Nevertheless, the size and shape of the learning databases can be questioned. As we had the ambition of dealing with all small catchments structures, we choose quite large input model variation ranges. We set the database size at 10,000 simulations per climatic scenario in order to limit the simulation process length, but it may not be enough to account for such a variable object that is catchment spatial arrangement. Increasing the learning database size may help to get the model more precise.

To conclude, our connectivity indicator can be useful in the decision helping process to locate risky areas and to compare easily different scenarios. Compared to a mechanistic model, with few input data and with a wide geographical application range, the indicator gives a good understanding of catchments behaviour.

References

- Arnold, J.G., and P.M. Allen. 1996. Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 176, 1/4.
- Blanchoud, H., E. Moreau-Guigon, F. Farrugia, M. Chevreuil, and J.M. Mouchel. 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed. *Science of the Total Environment*, 375, 1-3:168-179.
- Bockstaller, C., L. Guichard, D.A. Makowski, A., P. Girardin, and S. Plantureux. 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems: A review. *agronomy for Sustainable Development*, 28, 139-149.
- Bockstaller, C., L. Guichard, O. Keichinger, P. Girardin, M.B. Galan, and G. Gaillard. in press. A comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. *Agriculture for Sustainable Development*.
- Bonzini, S., R. Verro, S. Otto, L. Lazzaro, A. Finizio, G. Zanin, and M. Vighi. 2006. Experimental Validation of a Geographical Information Systems-Based Procedure for Predicting Pesticide Exposure in Surface Water. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 24:7561-7569.
- Borah, D.K., and M. Bera. 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the Asae*, 46, 6:1553-1566.
- Bormann, H., L. Breuer, T. Graff, and J.A. Huisman. 2007. Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. *Ecological Modelling*, 209, 1:29-40.
- Breiman, L. 1984. Classification and Regression Trees Chapman & Hall/CRC. p.
- Chocat, B. 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement Tec & Doc Editions. 1124 p.
- Colin, F., R. Moussa and X. Louchart - submitted to Journal of Hydrology, Sensitivity analysis of distributed physically based hydrological model to the spatial repartition of agricultural weeds control practices using numerical tracer experiment.
- Dubus, I.G., G. Azimonti, M. Bach, E. Barriuso, G. Bidoglio, F. Bouraoui, W. Fialkiewicz, H.J. Fowler, O. Francois, A. Hojberg, J.M. Hollis, N.J. Jarvis, I. Kajewski, J. Kjaer, K. Lewis, F. Lobnik, P. Lolos, B.T. Nolan, B. Real, S. Reichenberger, F. Stenemo, M. Suhadolc, N. Surdyk, and E. Vavoulidou-Theodorou. 2007. Developing tools for pesticide risk assessment and management at three different scales in Europe: the FOOTPRINT project. *XIII Symposium Pesticide Chemistry-Environment Fate and Ecological Effects*. Piacenza, Italy. A. A. M. Del Re, Capri, E., Fragoulis, G., Trevisan, M., La Goliardica Pavese.
- Durand, P., C. Gascuel-Oudou, and M.O. Cordier. 2002. Parameterisation of hydrological models: a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). *Agronomie*, 22, 2.
- Giupponi, C. 1995. Modelling agriculture and the environment: crop production and diffuse pollution. *European Journal of Agronomy*, 4, 4.
- Herbst, M., B. Diekkruger, and J. Vanderborcht. 2006. Numerical experiments on the sensitivity of runoff generation to the spatial variation of soil hydraulic properties. *Journal of Hydrology*, 326, 1-4:43-58.
- Huber, K.P., and M.R. Berthold. 1997. Simulation data analysis using fuzzy graphs Advances in intelligent data analysis, reasoning about data. Springer, Heidelberg.
- James, A.L., and N.T. Roulet. 2007. Investigating hydrologic connectivity and its association with threshold change in runoff response in a temperate forested watershed. *Hydrological Processes*, 21, 25:3391-3408.

- Lagacherie, P., O. Diot, N. Domange, V. Gouy, C. Floure, C. Kao, R. Moussa, J.M. Robbez-Masson, and V. Szleper. 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators*, 6, 2:265-279.
- Leonard, J., and P. Andrieux. 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *CATENA*, 32, 3/4:209-223.
- Leonard, R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters, p. 303-349 Pesticides in the soil environment, Vol. 2. Soil Science Society of America, Madison, USA.
- Letorme, B., M. Vanclooster, T. van der Linden, A. Tiktak, and M.D.A. Rounsevell. 2007. Including spatial variability in Monte Carlo simulations of pesticide leaching. *Environmental Science & Technology*, 41, 21:7444-7450.
- Lodise, T.P., J. Graves, A. Evans, E. Graffunder, M. Helmecke, B.M. Lomaestro, and K. Stellrecht. 2008. Relationship between vancomycin MIC and failure among patients with methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* bacteremia treated with vancomycin. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 52, 9:3315-3320.
- Louchart, X., M. Voltz, P. Andrieux, and R. Moussa. 2001. Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a mediterranean vineyard Area. *Journal of environment quality*, 30, 3:982-991.
- Maneta, M., S. Schnabel, and V. Jetten. 2008. Continuous spatially distributed simulation of surface and subsurface hydrological processes in a small semiarid catchment. *Hydrological Processes*, 22, 13:2196-2214.
- Merkuryeva, G. 2004. Metamodelling for simulation applications in production and logistics. 1-6.
- Merz, B., and A. Bárdossy. 1998. Effects of spatial variability on the rainfall runoff process in a small loess catchment. *Journal of Hydrology*, 212-213, 304-317.
- Moussa, R. 1997. Geomorphological transfer function calculated from digital elevation models for distributed hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 11, 5.
- Moussa, R., M. Voltz, and P. Andrieux. 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16, 2:393-412.
- Moussa, R., N. Chahinian, and C. Bocquillon. 2007. Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment - Model construction and multi-site validation. *Journal of Hydrology*, 337, 1-2:35-51.
- Ndiaye, B., J. Molenat, V. Hallaire, C. Gascuel, and Y. Hamon. 2007. Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France). *Soil and Tillage Research*, 93, 2:251-263.
- Norkevicius, G., and G. Raskinis. 2008. Modeling phone duration of Lithuanian by classification and regression trees, using very large speech corpus. *Informatica*, 19, 2:271-284.
- Pineros Garcet, J.D.M., A. Ordonez, J. Roosen, and M. Vanclooster. 2006. Metamodelling: Theory, concepts and application to nitrate leaching modelling. *Ecological Modelling*, 193, 3-4:629-644.
- Quinlan, J.R. 1996. Improved use of continuous attributes in C4.5. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 4, 77-90.
- Reichenberger, S., M. Bach, A. Skitschak, and H.-G. Frede. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 384, 1-3:1-35.
- Shahani, A.K., S.A. Ridley, and M.S. Nielsen. 2008. Modelling patient flows as an aid to decision making for critical care capacities and organisation. *Anaesthesia*, 63, 10:1074-1080.

- Shan, Y., D. Paull, and R.I. McKay. 2006. Machine learning of poorly predictable ecological data. *Ecological Modelling*, 195, 1-2:129-138.
- Stein, A., J. Riley, and N. Halberg. 2001. Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87, 2:215-232.
- Stenemo, F., and N. Jarvis. 2007. Accounting for uncertainty in pedotransfer functions in vulnerability assessments of pesticide leaching to groundwater. *Pest Management Science*, 63, 9:867-875.
- Wassenaar, T., P. Andrieux, F. Baret, and J.M. Robbez-Masson. 2005. Soil surface infiltration capacity classification based on the bi-directional reflectance distribution function sampled by aerial photographs. The case of vineyards in a Mediterranean area. *CATENA*, 62, 2/3:94-110.
- Wauchope, R.D. 1978. The Pesticide content of surface water draining from agricultural field - a review. *Journal of environment quality*, 7, 4:459-471.
- Wauchope, R.D. 2005. Pesticides and watershed-scale modeling: Solutions for water quality management. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53, 22:8834-8834.
- Witten, I.H., and E. Frank. 2005. Data Mining: Practical machine learning tools and techniques with java implementations.

Appendix: Example of regression tree (WEKA output)

Hydrological zone 3, risk level 3 and initial soil water content: saturated

==== Run information ====

Scheme: weka.classifiers.trees.REPTree -M 10 -V 0.01 -N 3 -S 1 -L 10
 Relation: final
 Instances: 10000
 Attributes: 5
 Ks (HUd's Ks)
 S1 (HUu' area)
 S2 (HUd's area)
 RP (relative slope)
 TR (Retention potential)
 Test mode: user supplied test set: size unknown (reading incrementally)

==== Classifier model (full training set) ====

REPTree

```

=====
S2 < 21500
| Ks < 43.05
| | S1 < 19350
| | | S2 < 4795
| | | | Ks < 20.25
| | | | | S2 < 2380
| | | | | | S2 < 1260 : 6.17 (63/12.94) [22/40.61]
| | | | | | S2 >= 1260
| | | | | | | Ks < 13.05
| | | | | | | | S1 < 8640 : 12.02 (19/13.47) [6/36.98]
| | | | | | | | S1 >= 8640 : 6.18 (18/5.6) [7/3.8]
| | | | | | | | | Ks >= 13.05 : 16.64 (23/42.16) [10/32.56]
| | | | | | | | | S2 >= 2380
| | | | | | | | | Ks < 10.85
| | | | | | | | | | Ks < 7.1 : 9.9 (41/11.54) [22/26.57]
| | | | | | | | | | Ks >= 7.1 : 16.04 (32/14.96) [22/23.8]
| | | | | | | | | | Ks >= 10.85
| | | | | | | | | | S1 < 6105 : 34.12 (23/30.92) [18/59.5]
| | | | | | | | | | S1 >= 6105
| | | | | | | | | | | S1 < 14200 : 25.2 (36/13.77) [17/65.4]
| | | | | | | | | | | S1 >= 14200 : 18.83 (24/12.3) [10/15.38]
| | | | | | | | | | | | Ks >= 20.25 : 34.06 (46/371.7) [32/264.47]
| | | | | | | | | | | | S2 >= 4795
| | | | | | | | | | | | | Ks < 12.8 : 27.54 (192/282.53) [91/309.01]
| | | | | | | | | | | | | Ks >= 12.8 : 50.98 (209/265.75) [108/314.68]
| | | | | | | | | | | | S1 >= 19350
| | | | | | | | | | | | | RP < 0.02
| | | | | | | | | | | | | | S2 < 5080 : 8.15 (21/83.31) [10/69.03]
| | | | | | | | | | | | | | S2 >= 5080 : 80.71 (30/395.76) [19/1320.67]
| | | | | | | | | | | | | | RP >= 0.02
| | | | | | | | | | | | | | S2 < 6805
| | | | | | | | | | | | | | | Ks < 22.75
| | | | | | | | | | | | | | | | S2 < 2840 : 2.11 (656/4.02) [344/4.43]
| | | | | | | | | | | | | | | | S2 >= 2840
| | | | | | | | | | | | | | | | S1 < 39000
| | | | | | | | | | | | | | | | | Ks < 9.05 : 6.08 (80/6.6) [48/6.53]

```



```

| | | | | | | S2 < 3245 : 22.28 (13/19.39) [7/24.34]
| | | | | | | S2 >= 3245 : 30.66 (29/15.87) [7/50.99]
| | | | | | | Ks >= 72.8
| | | | | | | S2 < 3630 : 33.4 (11/58.54) [4/67.65]
| | | | | | | S2 >= 3630 : 48.87 (14/83.18) [11/63.48]
| | | | | | | S1 >= 59200
| | | | | | | Ks < 61.45 : 15.18 (39/12.91) [29/10.98]
| | | | | | | Ks >= 61.45 : 20.65 (43/13.18) [21/27.86]
| | | | | | | S2 >= 4925
| | | | | | | S1 < 44350
| | | | | | | S1 < 20850
| | | | | | | Ks < 54.95
| | | | | | | S1 < 8030 : 88.89 (10/40.47) [2/43.13]
| | | | | | | S1 >= 8030 : 73.37 (21/91.08) [5/175.98]
| | | | | | | Ks >= 54.95
| | | | | | | S2 < 7735
| | | | | | | S1 < 9800 : 96.58 (13/14.59) [9/15.04]
| | | | | | | S1 >= 9800
| | | | | | | Ks < 69.15 : 81.42 (10/23.01) [5/67.51]
| | | | | | | Ks >= 69.15 : 88.6 (10/10.41) [3/27.22]
| | | | | | | S2 >= 7735 : 97.64 (43/9.81) [28/25.85]
| | | | | | | S1 >= 20850
| | | | | | | S2 < 7870
| | | | | | | Ks < 59.35
| | | | | | | S1 < 35050 : 57.94 (13/33.29) [8/218.05]
| | | | | | | S1 >= 35050 : 43.31 (14/39.33) [7/48.51]
| | | | | | | Ks >= 59.35 : 67.76 (28/134.09) [19/150.73]
| | | | | | | S2 >= 7870 : 78.96 (54/130.67) [24/147.07]
| | | | | | | S1 >= 44350
| | | | | | | S2 < 13950 : 39.2 (249/204.51) [113/212.45]
| | | | | | | S2 >= 13950 : 80.25 (19/251.38) [14/358.3]
| | | | | | | S2 >= 21500
| | | | | | | S2 < 36350
| | | | | | | Ks < 22.1
| | | | | | | RP < 0.28 : 95.79 (44/106.36) [30/163.85]
| | | | | | | RP >= 0.28
| | | | | | | S1 < 35900
| | | | | | | Ks < 6.5 : 50.09 (14/458.58) [8/980.84]
| | | | | | | Ks >= 6.5
| | | | | | | S2 < 31150 : 72.6 (28/139.27) [18/353.12]
| | | | | | | S2 >= 31150 : 89.12 (16/107.08) [5/361.16]
| | | | | | | S1 >= 35900
| | | | | | | S2 < 34450
| | | | | | | Ks < 10.85 : 20.08 (49/168.08) [36/138.82]
| | | | | | | Ks >= 10.85
| | | | | | | S1 < 56800 : 52.77 (16/217.06) [8/369.47]
| | | | | | | S1 >= 56800
| | | | | | | S2 < 28700 : 27.58 (24/26.19) [17/80.01]
| | | | | | | S2 >= 28700 : 45.21 (20/108.31) [10/651.62]
| | | | | | | S2 >= 34450 : 61.25 (25/450.04) [7/895.45]
| | | | | | | Ks >= 22.1
| | | | | | | Ks < 41.8 : 85.81 (47/310.46) [20/213.44]
| | | | | | | Ks >= 41.8 : 98.27 (66/30.48) [33/15.64]
| | | | | | | S2 >= 36350
| | | | | | | S2 < 42550
| | | | | | | RP < 1.29
| | | | | | | Ks < 9.55
| | | | | | | RP < 0.73
| | | | | | | RP < 0.41 : 99.18 (10/6.82) [8/1.79]
| | | | | | | RP >= 0.41 : 85.95 (12/52.98) [7/126.07]

```

```
| | | | | RP >= 0.73 : 68.14 (13/182.33) [11/412.41]
| | | | | Ks >= 9.55
| | | | | RP < 0.77 : 98.7 (53/6.55) [24/14.93]
| | | | | RP >= 0.77 : 91.55 (36/112.95) [20/185.89]
| | | | | RP >= 1.29
| | | | | Ks < 16.65 : 51.64 (19/311.53) [11/712.47]
| | | | | Ks >= 16.65 : 91.86 (17/129.16) [6/189.77]
| | | S2 >= 42550 : 99.42 (1441/9.88) [762/10.73]
```

Size of the tree : 165

=== Evaluation on test set ===

=== Summary ===

Correlation coefficient	0.9378
Mean absolute error	4.6197
Root mean squared error	9.941
Relative absolute error	9.2436 %
Root relative squared error	18.9396 %
Total Number of Instances	3333

3.2. Discussion

3.2.1. Analyse des résultats des arbres de régression

L'analyse plus poussée des Rps calculés lors de l'application de l'indicateur de connectivité présenté dans l'article précédent (section 3.1) nous amène à la conclusion qu'uniquement 16 valeurs de Rp sont représentées pour les 94 situations évaluées. De plus, deux valeurs de Rp sont obtenues pour plus de 40% des UHs pour lesquelles le Rp est calculé avec 20 UHs dont le Rp est de 34,06 et 21 dont le Rp est de 40,55 comme le montre la figure 3.3. :

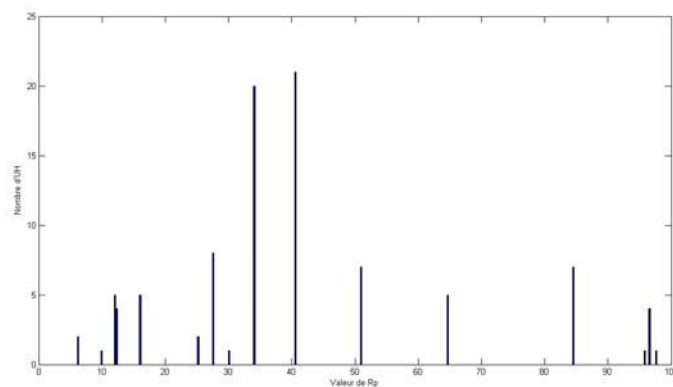


figure 3.3. : Distribution des Rps suite au calcul de l'indicateur de connectivité sur le bassin versant de Roujan

Sur l'ensemble des 83 règles de l'arbre de régression construit à partir du jeu de donnée : zone hydrologique 3, niveau de risque 3, sol saturé, les deux règles englobant le plus de situations sont les suivantes :

Si la surface de la parcelle aval est comprise entre 100 et 4795 m²

 Si le Ks est compris entre 20,25 et 43,05 mm/h

 Si la surface totale amont est comprise entre 100 et 19350 m²

 Quelque soit la pente

 Alors Rp = 34,06

Si la surface de la parcelle aval est comprise entre 663,5 et 2500 m²

 Si le Ks est supérieur à 43,05 mm/h

 Si la surface totale amont est comprise entre 100 et 23550 m²

 Quelque soit la pente

 Alors Rp = 40,55

Les règles sus citées englobent différentes situations agronomiques de par la grande variété de valeurs de Ks considérées. Pour la gamme de variation des surfaces, soit « surface de la parcelle aval » inférieure à 2500 m² et surface amont inférieure à 19350m², si le Ks est supérieur à 20,25mm/h, le Rp varie entre 34,06 et 40,55.

La médiane des surfaces des parcelles du bassin versant de Roujan est de 2645m². Les gammes de variation de surface des deux règles majoritaires sont donc celles d'environ la moitié des parcelles du bassin versant. Lorsque le Ks de ces parcelles est supérieur à 20,25mm/h, le Rp se situe entre 34,06 et 40,55.

Cette observation souligne le risque de manque de sensibilité de l'indicateur. Le choix des distributions des variables d'entrée ou les contraintes d'élagage des arbres de régression imposées pourraient être à l'origine de ce problème.

3.2.2. Le choix de la forme de la base d'apprentissage

La question de la représentativité des données d'apprentissage doit être posée. La sensibilité de l'indicateur de connectivité est liée à la concordance entre la base de données d'apprentissage et les données de terrain. Précédemment, nous soulevions le fait que 10 000 données d'apprentissage n'étaient peut être pas suffisantes pour une bonne estimation de la connectivité aux vues de la grande diversité des bassins versants et donc des larges gammes de variations des données d'entrée choisies (voir article présenté en section 3.1.). Nous avons choisi d'effectuer pour chaque scénario 10 000 simulations, ceci après une comparaison entre deux arbres de régression obtenus à partir d'un jeu de 5000 et d'un jeu de 10 000 données. Les deux jeux de données ont été obtenus à partir de simulations pour la zone hydrologique 3 et le scénario risque 2 / $\theta_i = 0.28$. Les données d'entrée des simulations (Ks, surface et pente) étaient toutes distribuées uniformément. L'estimation des erreurs de prédiction s'est faite selon la méthode de validation croisée à 10 répétitions. Les performances du modèle sont améliorées lorsque la taille du jeu de données d'apprentissage augmente (voir tableau 3.1.).

Une autre question est celle de la détermination des intervalles à risque pour les données d'entrée des simulations et donc des distributions non uniformes de ces dernières. Une comparaison entre un arbre de régression obtenu à partir de distributions uniformes des données d'entrée de simulations et celui obtenu à partir de distributions non uniformes a été effectuée selon les mêmes principes que ceux énoncés ci-dessus. Les résultats présentés dans le tableau 3.1. montrent que le modèle le plus performant est celui choisi finalement pour notre indicateur soit celui construit à partir d'une base d'apprentissage de 10 000 valeurs et de distributions non uniformes.

Tableau 3.1. : Comparaison des performances des arbres de régression en fonction de la base d'apprentissage utilisée (5000 ou 10 000 valeurs, distributions des données uniformes ou non uniformes)

Mesure de performance	5000 / uniformes	10 000 / uniformes	10 000 / non uniformes
Taux de corrélation (R ²)	0,93	0,95	0,97
Taux d'erreur (RAE)	21,26	17,14	13,21

Concernant la question de la représentativité, nous nous sommes limités à 10 000 simulations par scénario climatique pour des raisons de temps de calcul.

3.2.3. Le choix des contraintes des arbres de régression

Comme nous l'avons vu précédemment, la construction des arbres de régression est soumise à des contraintes. Ces dernières ont été déterminées grâce à une analyse de l'impact de la variation des contraintes sur deux facteurs, la taille de l'arbre (nombre de conditions) et le taux d'erreur associé (erreur absolue relative, voir figure 3.4.). Cette analyse a été faite en utilisant le jeu de données simulées de la zone hydrologique 3 pour le scénario : niveau de risque 1 / $\theta_i = 0.28$ pour l'apprentissage (10 000 simulations) et un jeu de données indépendant issu de 3333 simulations faites avec le même scénario. L'erreur est calculée en comparant les résultats prédits aux résultats simulés comme suit :

$$EAR = \frac{\sum_{j=1}^n |P_j - T_j|}{\sum_{j=1}^n |T_j - \bar{T}|}$$

avec *EAR* : l'erreur absolue relative, *n* : la taille du jeu de données de validation (ici 3333), P_j : la valeur prédite par le modèle, T_j : la valeur simulée du jeu de validation et \bar{T} : la moyenne des valeurs du jeu de validation.

Plus le nombre de règles est important, plus le modèle de prédiction est dépendant du jeu de données d'apprentissage. En effet, si on augmente le nombre de règles jusqu'à atteindre le nombre de données dans la base d'apprentissage, le modèle décrit exactement la base. Nous cherchons donc la bonne distance entre la base d'apprentissage et la capacité du modèle à prédire dans des situations différentes. De plus, plus la taille de l'arbre augmente, plus une vision d'ensemble de l'arbre est difficile (voir annexe 3). Nous avons choisi la méthode d'apprentissage par arbre de régression notamment parce qu'elle permet d'obtenir un résultat compréhensible par des non spécialistes. Si la taille de l'arbre est trop importante, cet avantage disparaît. Il devient plus compliqué d'observer la hiérarchisation de l'impact des variables.

Les trois contraintes que nous avons testées sont : la taille maximale limite des règles, soit le nombre de conditions dans chaque règle, le nombre minimum d'observations par règle et la variance minimum nécessaire à la ségrégation des classes.

D'une manière générale, on note que plus on diminue la taille de l'arbre, plus l'erreur augmente. Le choix des valeurs des contraintes pour l'apprentissage a été le suivant :

Taille limite des règles : 10

Nombre minimum d'observations par règle : 10

Variance minimum : 0.01

Le choix s'est porté sur ces valeurs grâce à l'observation graphique, en effet, ces dernières correspondent à des « paliers » d'erreurs et permettent de conserver une taille de l'arbre raisonnable.

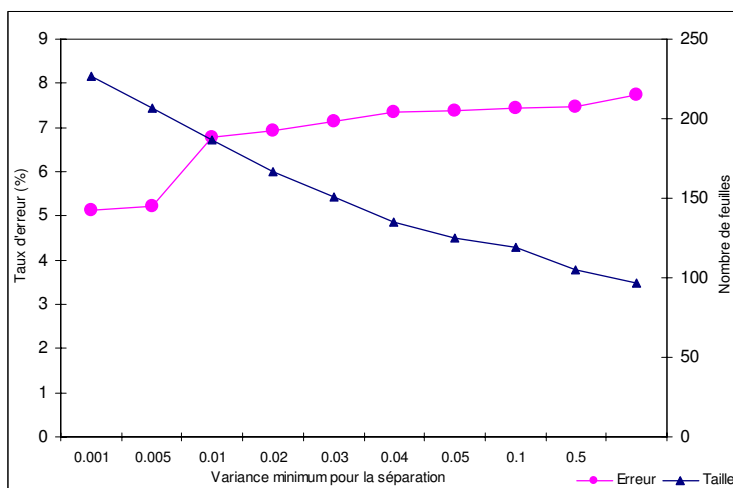
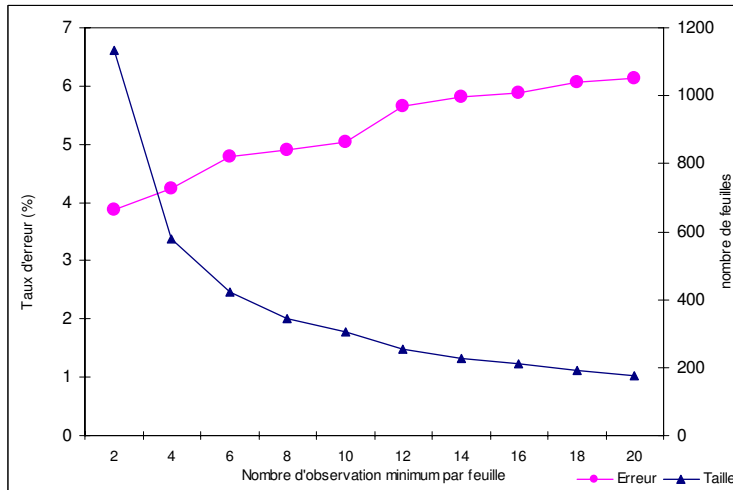
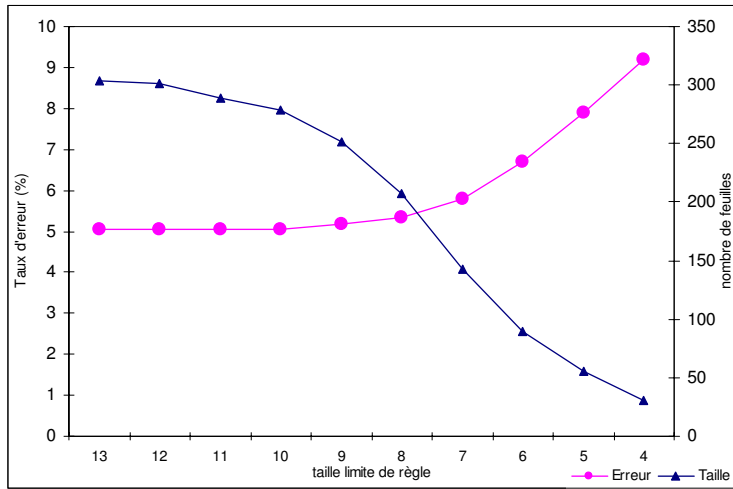


Figure 3.4. : Impact des contraintes sur les propriétés d'un arbre de régression

3.2.4. Conclusion

Les choix influant sur la qualité de prédiction des arbres de régression utilisés dans l'indicateur de connectivité sont fonction de deux critères prépondérants :

- La limitation de la taille des arbres en conservant un taux d'erreur faible
- La limitation du nombre de simulations

S'ils sont justifiés par des contraintes de réalisation et d'interprétation dans notre cas, ces critères ne sont pas immuables. Une étude complémentaire pourrait permettre d'autres comparaisons afin de trouver une taille d'arbre et de base d'apprentissage qui permettraient d'augmenter la sensibilité de l'indicateur final.

3.3. Conclusion

L'indicateur de connectivité développé se distingue par sa méthode de construction pensée pour permettre une application générique, indicateur fondé sur l'expérimentation numérique (pas de dépendance à un bassin versant d'étude) et opérationnelle, limitation du nombre de données d'entrée. En cela il correspond aux objectifs de ce travail.

La métamodélisation avec des méthodes d'apprentissage (Trepos, 2008) est également innovante dans le domaine environnemental.

Les résultats de l'indicateur sont encourageants mais restent à vérifier sur d'autres bassins versants afin de mieux estimer sa sensibilité aux changements de pratiques agricoles et/ou d'aménagements.

4. Du réseau à l'exutoire

4.1. L'importance des processus réseau

L'indicateur de connectivité développé précédemment évalue, pour chaque unité hydrologique, sa connectivité au réseau hydrographique. Afin d'obtenir un indicateur d'estimation des pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant nous devons également prendre en considération les processus intervenant dans le réseau hydrographique lui-même. Le réseau hydrographique peut être défini comme le chemin de circulation concentrée de l'eau qui ruisselle. Il peut être constitué de fossés, de chemins, de routes, naturels ou anthropiques. La nature, la longueur ou la structure du réseau hydrographique influent essentiellement sur le temps de présence des pesticides dans le réseau. On observe un décalage entre le pic de ruissellement mesuré à l'échelle parcellaire et celui mesuré à l'exutoire du bassin versant, le pic de ruissellement à l'exutoire résultant du cumul des ruissellements parcellaires.

Lors d'expérimentation sur le traçage du ruissellement d'une seule parcelle du bassin versant (résultats non présentés), on a constaté que le pic de concentration de traceur mesuré en bordure de parcelle était décalé dans le temps (temps de séjour dans le réseau) et atténué (dilution dans le réseau) quand on le mesure à l'exutoire du bassin versant. Deux processus conjoints sont donc à étudier pour évaluer l'impact du réseau sur les pertes de pesticides à l'exutoire :

- Le temps de séjour de l'eau ruisselée dans le réseau
- la dilution des pesticides dans le réseau

Le temps de séjour de l'eau ruisselée dans le réseau influe sur la quantité totale de pesticide retrouvée à l'exutoire. En effet, plus le séjour du pesticide dans le réseau est important, plus les processus de dégradation biologiques et / physico-chimiques, d'adsorption, d'absorption ou d'infiltration seront importants (Bouldin et al., 2004; Moore et al., 2001). Conjointement l'état et la nature du réseau ont un impact sur ces mêmes phénomènes. Par exemple, la présence de végétation dans les fossés a tendance à limiter les pertes de pesticides à l'exutoire (Dabrowski et al., 2005).

Le phénomène de dilution des pesticides dans le réseau, c'est-à-dire au contact des ruissellements des autres parcelles du bassin versant, s'il n'influe pas sur la quantité totale de pesticides perdue, joue sur les concentrations à l'exutoire. L'impact des pesticides sur la qualité des eaux de surface se mesurant en concentration de substance active (voir chapitre 1, section 1.2.), la dilution permet de le minimiser. Le risque écotoxicologique vis-à-vis des organismes aquatiques est également dépendant des concentrations et non de la quantité totale de pesticides.

4.2. La modélisation des processus réseau

Il existe actuellement plusieurs méthodes d'évaluation de l'impact du réseau hydrographique sur les pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. La plupart des modèles hydrologiques à l'échelle du bassin versant prennent en compte les spécificités du réseau pour l'estimation des hydrogrammes à l'exutoire.

Les modèles hydrologiques distribués ou semi-distribués ont tendance à ne considérer que le réseau hydrographique « naturel », c'est-à-dire celui formé par la topographie du bassin versant (Carluier et De Marsily, 2004; Tortrat, 2005). Selon la résolution des données d'entrée (taille de la maille de simulation), il est souvent difficile pour ces outils de prendre en compte les spécificités du réseau anthropique. L'intégration dans la modélisation des éléments du paysage cultivé pouvant constituer le réseau lui-même (haies, fossés, talus, etc..) peut s'avérer difficile lorsque la taille des mailles est grande (Tortrat, 2005). Or le réseau anthropique, lorsqu'il existe, joue un rôle très important dans le transfert d'eau et de pesticides des parcelles à l'exutoire (Carluier et De Marsily, 2004; Moore et al., 2001). Peu de méthodes sont actuellement disponibles pour estimer spécifiquement son impact (Lagacherie et al., 2006).

La problématique de la prise en compte de la variabilité spatiale est ici aussi très présente. La description de la variabilité spatiale du réseau est un préalable à l'évaluation de son impact sur les pertes de pesticides par ruissellement. Lagacherie et al. (2006) proposent une méthode fondée sur des indicateurs pour décrire la variabilité spatiale du réseau vis-à-vis des transferts d'herbicides, en trois étapes :

- Récolter les informations relatives aux propriétés du réseau
- Calculer des indicateurs quantitatifs renseignant sur les processus impliqués dans les transferts d'herbicides à partir de ces propriétés
- Hiérarchiser les tronçons de réseau en fonction de ces indicateurs

Une fois hiérarchisés, les tronçons (parties de réseau hydrographique homogène) peuvent être cartographiés et les zones à risque identifiées.

Dans le cadre de notre étude, nous n'allons pas intégrer l'impact du réseau sur les pertes de pesticides par ruissellement dans notre indicateur de connectivité. Comme nous venons de le voir, l'évaluation de la connectivité du réseau jusqu'à l'exutoire du bassin versant est une problématique à part entière. L'étude expérimentale du rôle des fossés dans la limitation des transferts de pesticides est encore en cours (Margoum et al., 2006). Contrairement aux processus régissant les pertes de pesticides à l'échelle parcellaire ou inter parcellaire qui font le plus souvent l'objet d'un consensus scientifique, les

connaissances et la quantification de l'impact du réseau sur les pertes de pesticides sont pour l'instant trop partielles pour pouvoir tirer des règles génériques utilisables au sein de notre indicateur.

Cependant, les indicateurs parcellaires et de connectivité présentés précédemment pourront être couplés à un indicateur « réseau » si une méthode adéquate est développée.

5. Conclusion

Le passage de l'évaluation parcellaire à l'évaluation à l'échelle du bassin versant induit la prise en compte de processus émergents, propres à cette échelle. L'agrégation simple des indicateurs parcellaires n'étant pas suffisante pour appréhender la complexité des transferts à l'échelle du bassin versant, nous avons construit un indicateur de connectivité permettant d'estimer le niveau de connectivité de chaque parcelle au réseau hydrographique. Le développement de cet indicateur est fondé sur l'apprentissage à partir de jeux de données simulées. Bien qu'il existe des processus au sein du réseau hydrographique influant sur la quantité de pesticides perdue à l'exutoire, nous avons préféré nous limiter à l'estimation de la connectivité parcelle – réseau par manque d'informations.

Une application de l'indicateur de connectivité a été effectuée sur le bassin versant de Roujan et une comparaison entre deux scénarii agronomiques nous a permis de conclure quant à la capacité de l'indicateur à discriminer différentes situations. On notera cependant une faible sensibilité des résultats dans le contexte étudié.

Il est alors intéressant de calculer cet indicateur pour un autre bassin versant afin d'estimer sa sensibilité dans un autre contexte. Le bassin versant de Roujan faisant l'objet de nombreuses études, notamment pour l'application de modèles mécanistes (Chahinian, 2004), les données nécessaires au calcul de notre indicateur de connectivité étaient toutes accessibles. Appliquer notre indicateur sur un bassin versant moins étudié que Roujan permettrait donc de tester l'accessibilité des données d'entrée requises pour son calcul.

L'accessibilité des données d'entrée et l'application de l'indicateur sur un deuxième bassin versant sont les thèmes développés dans le chapitre suivant.

Chapitre 4 : Application de l'indicateur : exemple du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon

Résumé :

L'opérationnalité de l'indicateur de connectivité développé au chapitre précédent, et plus particulièrement l'accessibilité de ses données d'entrée, sont des propriétés importantes à évaluer dans notre démarche. L'accessibilité de certaines données d'entrée est discutée et des moyens d'estimations sont proposés. Nous nous intéressons particulièrement au mode de détermination de la conductivité hydraulique du sol à saturation (K_s). Dans une seconde partie, nous présentons une application concrète de l'indicateur sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon (Marne). Nous détaillerons la méthode d'estimation des données d'entrée. Enfin, l'opérationnalité de l'indicateur couplant l'évaluation parcellaire et l'évaluation de la connectivité est testée en interprétant de manière comparée plusieurs résultats de calculs sur le bassin versant d'étude.

1. Questionnement sur l'accessibilité des données d'entrée

Notre indicateur s'inscrit dans une démarche de simplification de l'utilisation des outils d'évaluation. La problématique de l'accessibilité des données est donc importante pour notre travail et nous allons tenter de l'évaluer. Certaines données utilisées dans le calcul de l'indicateur, en fonction du niveau d'équipement du bassin versant et de la technicité requise de l'utilisateur, pourraient constituer un obstacle à l'application de ce dernier. De plus, même si leur nombre est limité au regard de la quantité de données nécessaires aux modèles mécanistes, la récolte des données d'entrée pour le calcul de notre indicateur pourrait s'avérer coûteuse. L'échelle d'étude, le bassin versant, induit une augmentation considérable du volume de données nécessaires à l'application d'un indicateur en comparaison de l'étude d'une seule parcelle.

Il est nécessaire de prendre en compte lors de notre étude le fait que le changement d'échelle induit un changement d'acteurs et, dans le cas du passage de la parcelle au bassin versant, généralement une augmentation de moyen. Ainsi, certaines données non accessibles aux agriculteurs pourront être considérées comme accessibles aux gestionnaires de bassin versant.

1.1. Les pratiques phytosanitaires

Notre indicateur étant issu d'une démarche « bottom-up », les informations parcellaires sont nécessaires à son calcul. Une campagne de récolte d'informations concernant les pratiques culturales et phytosanitaires (molécules et doses appliquées, date de traitement) est essentielle.

Les enquêtes auprès des agriculteurs sont généralement coûteuses et non exhaustives, ceci en fonction du niveau de coopération des acteurs. Dans beaucoup d'études, les données concernant les pratiques phytosanitaires, non contrôlables a posteriori sur le terrain contrairement au travail du sol par exemple, sont partielles (Domange, 2005; Hennebert et al., 2007; Thiollet - Scholtus, 2004).

Les méthodes d'estimation indirecte des pratiques culturales peuvent être utilisées dans ces cas. Ces dernières se fondent généralement sur des recommandations techniques (Chambres d'agriculture), des avis d'experts ou des bases de données (CORINE Land Cover) en fonction de l'occupation du sol, de la région d'étude ou de la structure de la production (Biarnes et al., 2004; Centofanti et Hollis, 2006).

1.2. L'intervalle de temps séparant l'application du pesticide de l'évènement ruisselant (IAR)

Dans la version originale de l'indicateur I-Phy, l'intervalle de temps séparant l'application de pesticides de l'évènement ruisselant (IAR) n'était pas pris en compte alors qu'il s'agit d'un facteur prépondérant pour la détermination de la quantité de pesticides disponibles pour le ruissellement (voir chapitre 1, tableau 1.1.). Ce choix avait été fait considérant que l'IAR est une variable difficilement accessible aux agriculteurs.

Dans le cadre du développement de notre indicateur bassin versant, l'indicateur parcellaire qui le compose, I-Phy_{esu}, détermine la disponibilité du pesticide en fonction d'une cinétique de dégradation nécessitant l'IAR pour être calculée.

Le niveau d'accès aux informations étant variable en fonction des acteurs concernés, l'information météorologique (quantité de pluie, fréquence de pluie), peut être considérée comme accessible à l'échelle du bassin versant alors qu'elle ne l'est pas obligatoirement pour les agriculteurs. Les gestionnaires de bassins versants peuvent, soit disposer d'une station météorologique sur le bassin versant, soit accéder à des données de bases nationales (Météo France, précipitations quotidiennes par station météorologique pour 25 euros/mois, <http://climatheque.meteo.fr>).

En cas d'absence de données ou dans le cas d'une évaluation ex-ante, on fixera l'IAR à 3 jours. Cette valeur a été choisie car c'est celle utilisée par plusieurs indicateurs (Deville et al., 2005; Gutsche et Rossberg, 1997; Trevisan et al., 1999) et notamment l'indicateur REXTOX développé par l'OCDE (OCDE, 2000). Un test de validation comparé, effectué avec les mêmes jeux de données que ceux utilisés au chapitre 2 (voir partie 3), a permis de mettre en évidence la performance de l'indicateur parcellaire même lorsque l'IAR est fixé comme le montre la figure 4.1.

I-Phy esu - IAR fixe à 3 jours						I-Phy esu					
Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)					Scores de l'indicateur	Pertes de pesticides par ruissellement mesurées (g/ha)				
	<0.001	[0.01;0.1]]0.1;1]]1;10]	>10		<0.001	[0.01;0.1]]0.1;1]]1;10]	>10
[10;9]						[10;9]	3				
]9;7]	31			1]9;7]	186	18	10		
]7; 5]	200	34	12]7; 5]	135	53	39	4	
]5;3]	88	35	38	3]5;3]	14	4	1		
<3	19	6				<3					

Aire de vraisemblance / zone d'acceptation
 zone de sous-estimation
 zone de surestimation

figure 4.1. : Résultats des tests de validation comparant l'indicateur parcellaire à IAR fixé à celui à IAR variable

Lorsque l'IAR est fixe à trois jours, le pourcentage de valeurs se situant dans la zone de vraisemblance avoisine 100%. L'ajustement des prédictions aux valeurs mesurées est cependant moins bon que dans le cas où l'IAR est calculé ; le pourcentage de valeurs dans la zone de surestimation est de 96% lorsque l'IAR est fixe à 3 jours contre 84% lorsque l'IAR est calculé.

Un IAR de 3 jours représente une situation défavorable. Comme le montrent les résultats de validation, pour les jeux de données utilisés, l'IAR réel est souvent supérieur à 3 jours vu que les scores de I-Phy_{esu} sont supérieurs lorsque l'IAR est calculé. La fixation de l'IAR à 3 jours mène donc à une possible surévaluation du risque.

Cependant, comme nous l'avons déjà précisé (voir chapitre 2, section 4.5.), dans le cadre d'une évaluation de risque, il est moins dommageable de surestimer le risque que de le sous-estimer. La fixation de l'IAR à 3 jours est donc une bonne solution pour pallier le manque d'informations.

1.3. La détermination du coefficient de conductivité hydraulique du sol à saturation (Ks)

Les variables liées à la capacité d'infiltration du sol sont très importantes pour la détermination mécaniste du ruissellement (Chahinian et al., 2006; Gandolfi et Savi, 2000). La conductivité hydraulique du sol à saturation (Ks mm/h) est celle utilisée dans notre indicateur. C'est la variable influente du modèle de production du ruissellement choisi dans MHYDAS pour nos simulations (Chahinian et al., 2005), comme nous l'avons souligné dans l'article présenté en section 3.1 du chapitre 3.

Le Ks est une variable difficile d'accès de par sa grande variabilité spatiale et temporelle. La capacité d'infiltration du sol est variable en fonction, entre autres, de sa texture, de sa structure, de sa couverture, des pratiques agricoles mais également de l'état d'encroûtement de la surface du sol (Bormann et al., 2007; Corbane et al., 2008; Leonard et Andrieux, 1998; Ndiaye et al., 2007). Il existe différentes méthodes pour estimer le Ks.

1.3.1. La mesure directe

La mesure directe de l'infiltration peut se faire grâce à un simulateur de pluie en laboratoire ou en plein champ. Les simulations se font généralement sur des placettes hydriquement isolées d'environ 1m². Une fois l'intensité pluvieuse et la durée de l'évènement fixées, on mesure la quantité de ruissellement en sortie de placette qui nous informe sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol (Ali, 2008). Cette méthode peut permettre d'estimer la vitesse d'infiltration avec une précision de 1 mm/h (Leonard et Andrieux, 1998).

Si elle est fiable, cette mesure est lourde à effectuer et nécessite la mise en place d'un dispositif expérimental coûteux.

Une autre méthode plus légère existe pour déterminer la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol. Il s'agit de la mesure d'infiltrométrie à anneau simple Beerkan (ou cannette de bière). Le principe, décrit par Chahinian (2004) puis Ali (2008) consiste en la dispersion d'une quantité connue d'eau dans un cylindre en plastique préalablement enfoncé dans le sol et de noter le temps d'infiltration jusqu'à saturation. Le test est complété par deux prélèvements de sol, un dans l'anneau et un à l'extérieur pour déterminer les teneurs en eau initiale et à saturation. Un troisième prélèvement de sol permettra de déterminer la densité du sol. Ces trois paramètres seront nécessaires à l'estimation des propriétés hydrodynamiques du sol (Touma et al., 2007). On calcule donc l'infiltration cumulée et grâce à la méthode inverse on peut déterminer les propriétés hydrodynamiques du sol (Chahinian, 2004). L'incertitude liée à cette mesure est estimée à 10% (Touma et al., 2007).

Bien que rapide et simple (une à deux heures par test), cette mesure n'est représentative que du point où elle a été effectuée, il est donc nécessaire de multiplier le nombre de mesure pour évaluer l'hétérogénéité des propriétés hydrodynamiques du sol.

1.3.2. L'utilisation des fonctions de pédotransfert

Les fonctions de pédotransfert (FPT) ont été développées pour prédire les propriétés hydrologiques des sols à partir de leurs propriétés physiques comme la texture, la densité ou la teneur en matière organique (Stenemo et Jarvis, 2007). Les FTPs sont des modèles empiriques, leurs prédictions sont donc valables pour les conditions dans lesquelles elles ont été établies (Al Majou et al., 2007).

Pour déterminer le Ks, il existe plusieurs FTPs utilisables dont celles de Saxton (2006), Wösten et al. (1999) ou Schaap et al. (2001) (in : Hofstetter, 2008; Wagner et al., 2001) qui diffèrent par les données nécessaires à leur calcul ou les jeux de données utilisés pour leur détermination. Les données requises pour le calcul sont généralement les teneurs en argile, limon et sable du sol, la teneur en matière organique, la couche de sol étudiée et la densité apparente.

Ces FPTs permettent de calculer le Ks de la matrice de sol, soit la vitesse de transfert matriciel de l'eau. Travaillant dans un contexte agricole, il est important de prendre en compte l'impact des pratiques agricoles sur le Ks. Pour ce faire, Coutadeur et al. (2002) proposent de diviser le sol en horizons dépendants des pratiques agricoles (lit de semence, horizon travaillée, horizon non travaillé) et d'appliquer un coefficient multiplicateur du Ks en fonction de la structure de ces derniers (Coutadeur et al., 2002).

1.3.3. La correspondance Ks / Pratiques agricoles / états de surface du sol

Certaines études mettent en avant le fait que l'impact des pratiques agricoles sur les propriétés hydrodynamiques des sols serait prédominant (Leonard et Andrieux, 1998). En s'appuyant sur les résultats d'une campagne de mesures des propriétés hydrodynamiques des sols (simulateur de pluie sur le bassin versant de Roujan), Leonard et Andrieux (1998) concluent que l'état de surface du sol (EDS) pourrait permettre à lui seul de hiérarchiser les unités hydrologiques en fonction de leur capacité d'infiltration.

L'état de surface du sol est la résultante de plusieurs facteurs soit la texture du sol, les caractéristiques de la pluie (intensité et quantité) et les pratiques culturales (occupation du sol, labour). Les classes d'états de surface du sol sont associées aux valeurs expérimentales d'infiltration (tableau 4.1.).

Tableau 4.1. : Classes d'états de surface (SSC, Soil Surface Class) et taux d'infiltration à saturation mesurés, d'après Andrieux et al. (2001, in Wassenaar et al., 2005)

Classe	Description simplifiée	Taux d'infiltration (mm/h)		Nombre d'observation
		Moyenne	Ecart-type	
SSC 0	Sol récemment labouré, pas de croûte	30,8	3,2	3
SSC 1	Sol récemment labouré, croûte structurale	21,2	2,7	7
SSC 2	Sol nu avec une croûte structurale ou sédimentaire	9,1	3,6	17
SSC 3	Sol avec croûte, enherbé à plus 50%	19,4	13,2	6
SSC 4	Sol avec croûte, enherbé à plus 50%, présence d'éléments grossiers	24	6,1	6
SSC 5	Sol avec croûte, couvert par une litière à plus de 50%	18	6,6	8

L'identification des EDS peut se faire entre autre, de manière experte par relevé de terrain (Cerdan et al., 2002) ou par détection par radiométrie (Wassenaar et al., 2005).

1.4. La détermination des chemins de l'eau

La détermination des chemins de l'eau peut se faire de plusieurs manières. La plus courante lors de la mise en place de projets agri-environnementaux à l'échelle du bassin versant est la détermination

experte. Les chemins de l'eau sont généralement déterminés par des hydrologues spécialistes à l'aide de cartes et de relevés de terrain.

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, il est possible d'utiliser la BDalti de l'IGN pour déterminer les chemins de l'eau. Les résultats d'une étude récente sur le sujet montrent que l'interpolation d'un modèle numérique d'altitude (MNA) d'un pas de 50 à 5m, données auxquelles sont ajoutés des informations concernant le linéaire du réseau, offre une bonne précision en comparaison à l'utilisation d'un MNA haute résolution (0,5m) (Jacod, 2008).

L'interpolation des données peut se faire avec le module d'analyse spatial du logiciel Arcview® (ESRI). Cependant, le niveau de technicité requis pour les opérateurs est assez élevé.

La détermination des chemins de l'eau, que ce soit par méthode experte ou par cartographie informatisée, les deux méthodes étant bien souvent combinées, nécessite des investissements humains (hydrologue, géographe) et/ou financiers (achat d'un logiciel, achat de bases de données). Comme nous l'avons souligné précédemment, la mise en place d'actions à l'échelle de bassin versant et leur évaluation impliquent un minimum d'investissements par rapport à l'utilisation d'un indicateur à l'échelle parcellaire.

Les données cartographiques, que ce soit les données topographiques, les chemins de l'eau, ou le parcellaire, contrairement aux données concernant les pratiques agricoles, n'ont pas besoin d'être renouvelées tous les ans, surtout pour les bassins versants où les cultures pérennes sont dominantes. L'investissement nécessaire à leur acquisition, s'il est important, pourra être amorti en fonction de la durée de l'étude.

1.5. Conclusion

Les données d'entrée de notre indicateur ne sont donc pas toutes facilement accessibles. La quantité de données à récolter peut également contribuer à la difficulté d'utilisation d'un outil en routine. Cependant il existe des méthodes d'estimation de ces dernières qui permettent de pallier, en partie, le problème. Après avoir revu les différentes méthodes d'estimation des données d'entrée de l'indicateur, il nous faut concrètement appliquer l'indicateur pour estimer son opérationnalité en termes d'applicabilité et de sensibilité à discriminer des situations. Ces deux observations nous permettront d'évaluer pratiquement notre indicateur.

La question de l'impact de l'incertitude des données d'entrée sur l'indicateur peut être soulevée ici. Un travail sur l'estimation de l'imprécision des résultats des indicateurs de la méthode INDIGO en fonction de la qualité des données d'entrée est actuellement en cours (Assaghir et al., 2008).

2. Evaluation des risques de pertes de pesticides par ruissellement sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon

Après avoir cerné le problème de l'accessibilité des données, il est important de tester l'applicabilité de l'indicateur dans un cas réel. Nous avons choisi de calculer notre indicateur sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon. L'application de l'indicateur se fait en plusieurs étapes soit l'application de l'indicateur parcellaire I-Phy_{esu}, le calcul de l'indicateur de connectivité (CI) et enfin l'agrégation des deux indicateurs sus cités pour l'obtention de l'indicateur final.

En plus de la détermination des données d'entrée, nous nous interrogerons sur l'opérationnalité de l'outil.

2.1. Description du bassin versant et des données disponibles

Le suivi du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon a été réalisé par l'IRH Environnement dans le cadre du projet LIFE-SWAP-CPP, de novembre 2004 à octobre 2007 (Hennebert, 2006). La description de notre bassin versant d'étude et des données disponibles a également été effectuée dans le cadre du programme « Indicateurs et Pesticides » du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD). Ces mêmes données ont permis d'effectuer une validation comparée de plusieurs indicateurs (Girardin et al., 2007).

2.1.1. Situation géographique, caractéristiques pédoclimatiques et agronomiques

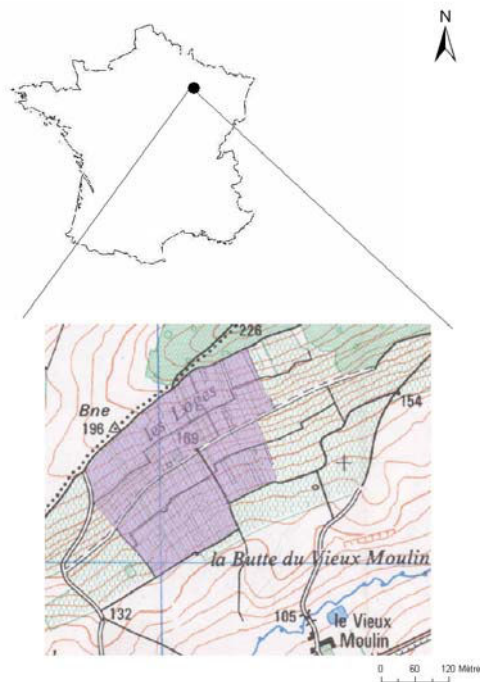


Figure 4.2. : Carte de localisation du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon

Le bassin versant étudié est un bassin entièrement viticole d'environ 23 ha situé sur la commune de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) dans les coteaux de la montagne de Reims (25 km au sud de Reims), drainant vers le Ru de Belval (affluent de la Marne). Le climat y est de type océanique de transition et la pluviométrie annuelle moyenne calculée entre 1994 et 2004 est d'environ 700 mm.

A une altitude comprise entre 130 et 250 m, le bassin comprend 204 parcelles pour une pente moyenne de 17 %. Les sols dont la profondeur moyenne varie entre 30 et 60 cm sont de type bruns calcaires à texture variable.

Le parcellaire du bassin versant est très morcelé avec une majorité de parcelles entre 4 et 16 ares (figure 4.3.).

Comme le montre la figure 4.4., la plupart des parcelles ne présentent pas d'enherbement, les interrangs étant essentiellement couverts de sarments broyés ou non broyés. 77% de la surface du bassin versant sont donc laissés sans couvert ou avec un faible couvert.

Des enquêtes auprès des viticulteurs montrent qu'en 2005 les exploitants ont traité en moyenne 14 fois dans l'année leur parcelle et ce avec 23.05 substances actives. En 2005, environ 25 kg/ha de substances actives de synthèse (hors cuivre et soufre) ont été apportés sur le bassin versant, soit environ 570 kg pour l'ensemble du bassin versant (Hennebert et al., 2007). La pression exercée par les pesticides sur l'environnement est donc importante.

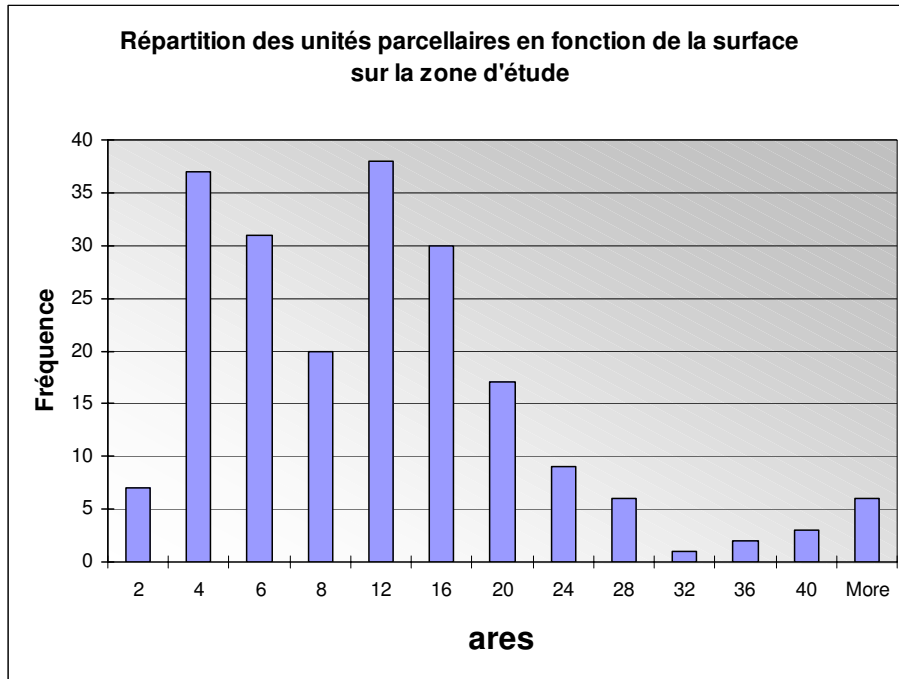


Figure 4.3. : Distribution par surface des parcelles sur le bassin versant (d'après DuPont de Nemours, 2005)

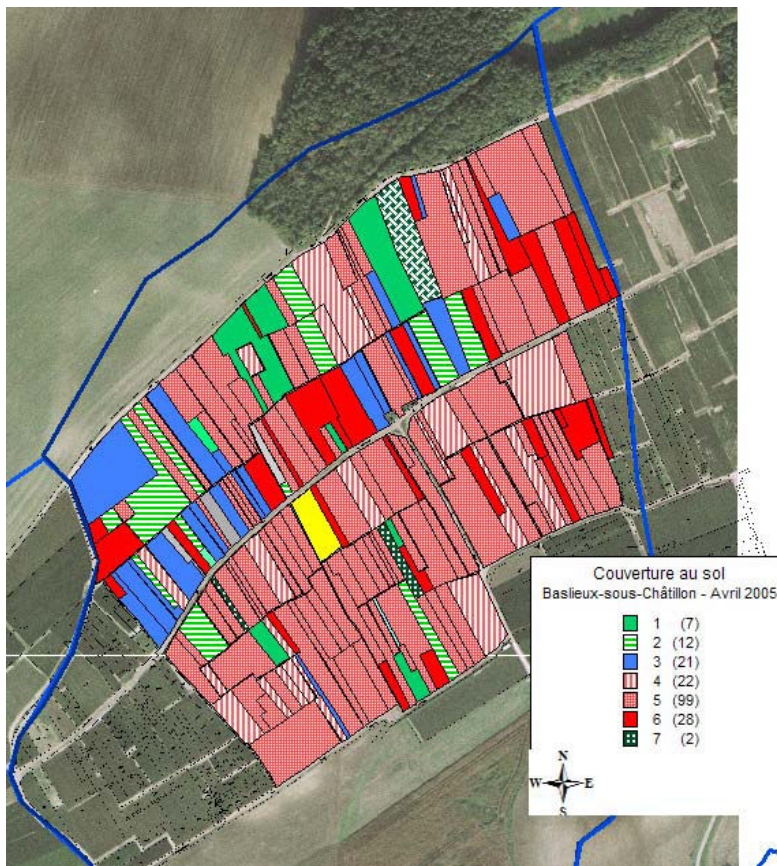


Figure 4.4. : Couverture de sol du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon. Signification des classes : 1 : enherbement naturel maîtrisé (ENM), 2 : ENM faible, 3 : Mulch, 4 : Sarmets non broyés, 5 : Sarmets broyés, 6 : Sol nu, 7 : Mélange semé d'hiver, 8 : Mélange semé de printemps, (Nombre de parcelles) (d'après DuPont de Nemours, 2005 et Hennebert, 2006)

2.1.2. Données disponibles

Un inventaire des pratiques culturales et phytosanitaires a eu lieu en 2005 chez 48 exploitants. Les données de 139 parcelles sur un total de 204 sont disponibles soit 68 % des parcelles et environ 70% de la surface du bassin versant (voir figure 4.5.).

Des données cartographiées concernant le parcellaire, la topographie et les chemins de l'eau nous ont été fournies par l'IRH. La détermination des chemins de l'eau a été effectuée par expertise. Le réseau hydrographique est présenté dans la figure 4.6. On note que 115 sur 204 parcelles, représentant environ 60% de la surface totale du bassin versant, sont directement connectées au réseau.



Figure 4.5. : Représentation des parcelles enquêtées et non enquêtées concernant les pratiques phytosanitaires

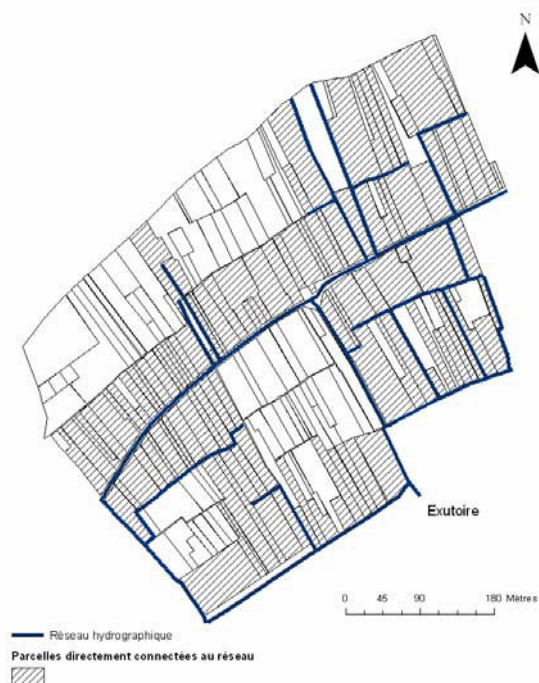


Figure4. 6. : Réseau hydrographique du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon et parcelles directement connectées

2.2. Evaluation parcellaire

Le calcul de l'indicateur I-Phy_{esu} pour les parcelles du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon correspond à une évaluation ex-post des pratiques agricoles et phytosanitaires influant sur les pertes de pesticides par ruissellement. Nous allons prendre en compte les pratiques réelles de l'année 2005. Durant la saison de traitement des vignes, entre le 01/02/2005 et le 25/08/2005, on dénombre 3203 applications de substance active sur les 139 parcelles enquêtées.

2.2.1. Les données d'entrée

Les données d'entrée nécessaires au calcul de l'indicateur parcellaires et leur mode de détermination sont présentés dans le tableau 4.2. Les résultats des enquêtes concernant les pratiques phytosanitaires et les pratiques culturales sont disponibles. La cartographie du parcellaire, les analyses de sol et les relevés topographiques ont également déjà été effectués par l'IRH. Il ne reste donc que deux variables à déterminer, l'intervalle de temps séparant l'application du ruissellement et le taux de couverture du sol.

Tableau 4.2. : Récapitulatif des données d'entrée nécessaires au calcul de l'indicateur parcellaire

Donnée d'entrée	Mode détermination	Variable de calcul correspondante
Pente (%)	Fournie par IRH (topographie)	Potentiel de ruissellement
Texture du sol	Fournie par IRH (analyse de sol)	
DT50 de la substance active (jours)	Base de données INDIGO	Disponibilité du pesticide
IAR (jours)	Calcul	
Dose appliquée (g/ha)	Fournie par IRH (enquêtes)	Dose au sol
Couverture du sol (%)	Estimée à partir de relevés	
Pourcentage de lavage foliaire (%)	Fixe à 10%	

L'indicateur parcellaire ne sera pas calculé pour les parcelles non enquêtées, soit 32% des parcelles.

L'indicateur parcellaire I-Phy_{esu} prend en considération le temps écoulé entre la date d'application et l'évènement pluvieux ruisselant (voir 1.2.). L'IAR pris en compte dans le calcul sera l'intervalle de temps séparant l'application de l'évènement pluvieux ruisselant le plus proche. Le risque est donc calculé avec la variable « disponibilité de pesticide » au niveau le plus défavorable (pour un IAR calculé et non fixe).

A l'échelle du bassin versant, 10 évènements pluvieux ruisselants ont été identifiés durant la période de traitements phytosanitaires en 2005. Nous nous fonderons sur les dates de ces évènements pour la détermination de l'IAR.

Le niveau de couverture du sol est pris en compte dans l'indicateur parcellaire en réduisant la dose disponible pour le ruissellement (voir le tableau 4 présenté dans l'article en partie 3 du chapitre 2). Le

taux de couverture du sol a été déterminé en fonction des pratiques anti-érosives en place selon le tableau de correspondance suivant :

Tableau 4.3. : Détermination du taux de couverture de sol en fonction des pratiques anti-érosives

Pratique	Taux de couverture (%)
ENM	80
ENM faible	40
Mulch	80
Sarments non broyés	20
Sarments broyés	20
Sol nu	0
Mélange semé hiver	10-80 (variable avec la saison)
Mélange semé printemps	0-80 (variable avec la saison)

Des illustrations des différents types de couvert sont présentées en annexe 4.

2.2.2. Le calcul de l'indicateur parcellaire

Afin de pouvoir estimer le risque lié aux pratiques phytosanitaires et aux programmes de traitements dans leur ensemble, il est intéressant d'agrèger temporellement les scores de l'indicateur par parcelle afin d'obtenir un score pour le programme de traitement (de février à septembre). Le risque lié aux pratiques peut ainsi être représenté de manière synthétique et cartographié (voir figure 4.7.).

La méthode d'agrégation des scores de l'indicateur pour un programme de traitement est celle utilisée dans la méthode INDIGO qui permet de prendre en compte les informations suivantes (Bockstaller et Girardin, 2003) :

- Le risque maximum encouru
- Le nombre d'applications de substances actives
- Les scores de chaque application de substance active

Pour un programme de traitement de n applications de substances actives, $I-Phy_{esu}$ (traitement) se calcule de la manière suivante :

$$I-Phy_{esu}(\text{traitement}) = \min_{i=n} (I-Phy_{esu}(i)) - \max_{i=n} \left(k_i \frac{10 - I-Phy_{esu}(i)}{10} \right) - \sum_{i=1}^n \left(k_i \frac{10 - I-Phy_{esu}(i)}{10} \right)$$

L'indice k est calculé afin d'affecter un poids plus important aux scores les plus mauvais :

$$k_i = -1.7 \times e^{-0.29 \times I-Phy_{esu}(i)}$$

La détermination de k est fondée sur la correspondance exposée dans le tableau 4.4.

Tableau 4.4. : Correspondance entre score de l'indicateur, k et nombre de points enlevé au score minimum (d'après Bockstaller et Girardin, 2003)

I-Phy_{esu}	k	Points enlevés au score minimum
10	0,01	0
7	0,22	0,07
5	0,4	0,2
3	0,72	0,5
0	1,71	1,7

2.2.3. Résultats de l'évaluation ex-post des pratiques phytosanitaires parcellaires pour l'année 2005

Les résultats du calcul de l'indicateur parcellaire I-Phy_{esu} (traitement) sont représentés par la figure 4.7. On note qu'aucun score n'est supérieur à 7 pour les parcelles enquêtées. Ainsi, selon les critères de la méthode INDIGO et ceux retenus lors de la construction de notre indicateur (voir chapitre 2, partie 3), la durabilité des pratiques phytosanitaires n'est pas assurée. En effet, le score 7 représente le seuil d'acceptation des pratiques au-delà duquel le risque environnemental lié aux pratiques est considéré comme faible.

Tableau 4.5. : Caractéristiques des scores I-Phy_{esu} (traitement) et I-Phy_{esu} (par substance active) de l'évaluation parcellaire des pratiques phytosanitaires 2005

Type de scores	Nombre de score	Moyenne	Ecart-type	Médiane
I-Phy _{esu} (traitement)	139	4,3	1,3	4,7
I-Phy _{esu} (par substance active)	3203	7,1	0,9	7,17

Comme le montre le tableau 4.5., la moyenne des scores agrégés par traitement (I-Phy_{esu} (traitement)) est nettement inférieure à celle des scores des applications de substance active non agrégés (I-Phy_{esu}, 7,1). Les mauvais scores à l'échelle des programmes de traitements sont donc plus liés au nombre d'applications de substance active qu'au risque lié à l'application de chaque substance active, ce dernier se situant en moyenne au-dessus du seuil d'acceptabilité 7.

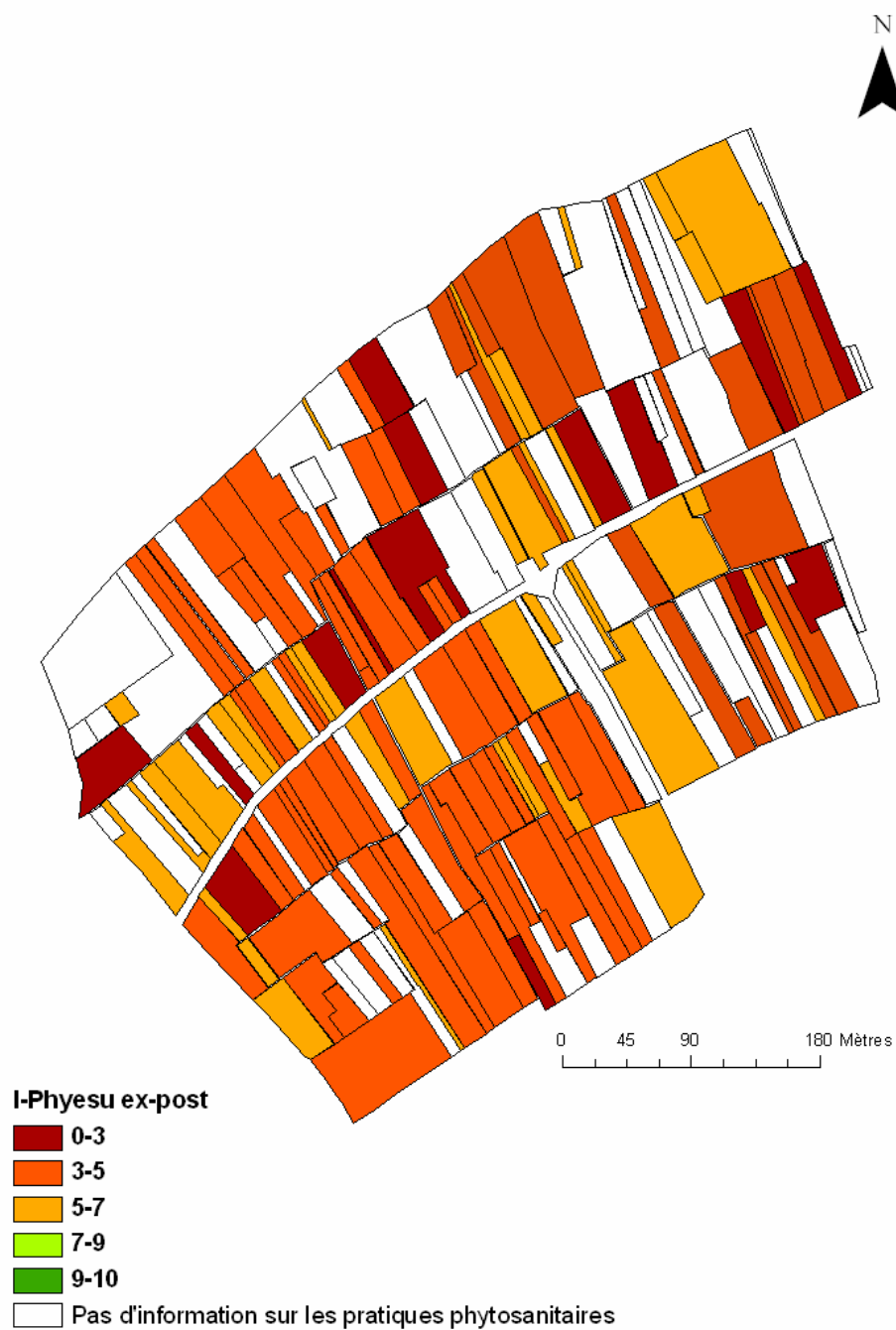


Figure 4.7. : Résultats du calcul de l'indicateur $I-Phy_{esu}$ (traitement) dans le cadre de l'évaluation ex-post des pratiques phytosanitaires de l'année 2005 sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon.

2.3. Le calcul de l'indicateur de connectivité

Les données nécessaires au calcul de l'indicateur de connectivité sont présentées dans le tableau 4.6. L'application de l'indicateur se faisant sur un bassin versant expérimental déjà cartographié, il ne nous reste que la variable Ks à déterminer.

Tableau 4.6. : Récapitulatif des données d'entrée nécessaires au calcul de l'indicateur de connectivité

Variable d'entrée	Mode de détermination	Variable de calcul correspondante
Structure du réseau	Fournie par IEH (chemins de l'eau)	Rp et Cl
Successions parcellaires	Fournie par IRH (chemins de l'eau)	Rp et Cl
Zone hydrologique	Fonction de la région	Rp
Niveau de risque climatique	Fonction des objectifs de l'utilisateur	
Teneur en eau du sol	Fonction de la saison	
Ks (mm/h)	Calcul	
Surface parcellaire (m ²)	Fournie par IRH (parcellaire)	
Pente (%)	Fournie par IRH (topographie)	

2.3.1. La détermination du coefficient de conductivité hydraulique du sol à saturation

Dans le chapitre 3 nous avons utilisé des tables de correspondance déterminées par expérimentation sur le bassin versant de Roujan pour relier les pratiques agricoles aux valeurs de Ks. Ne disposant pas de ces informations sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon, nous allons nous servir d'une fonction de pédotransfert pour estimer cette variable.

La FPT choisie est celle de Wösten et al. (1999) développée à partir du jeu de donnée européen HYPRES. Bien qu'elle ne soit pas la plus performante selon l'étude comparant huit FPTs menée par Wagner et al. en 2001, elle apparaît comme la plus apte à prendre en compte les diverses situations européennes donc comme la plus « extrapolable ». La formule de calcul du Ks est la suivante :

$$K_s = 1.15741 \times 10^{-7} e^x$$

$$x = 7.755 + 0.0352silt + 0.93topsoil - 0.967D^2 - 0.000484clay^2 - 0.000322silt^2 + \frac{0.001}{silt} - \frac{0.0748}{om} - 0.643 \ln(silt) - 0.01398D \times clay - 0.1673D \times om + 0.02986topsoil \times clay - 0.03305topsoil \times silt$$

Avec : D : la densité volumique du sol (g/cm³), om : la teneur en matière organique, clay : la teneur en argile, silt : la teneur en limons et topsoil une variable qualitative (0 ou 1) en fonction de la couche de sol étudiée.

Sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon, nous disposons de mesure de densité de sol pour les différents types de couverture comme le montre le tableau 4.7., ainsi nous avons pu calculer les Ks en fonction des occupations du sol.

Tableau 4.7. : Ks calculé en fonction de la densité apparente du sol

Couverture du sol	Densité apparente moyenne (g/cm ³)	Ks calculé (mm/h)
Sol nu	1,39	57,6
Sarments	1,35	64,1
Herbe	1,27	78,5
Mulch	1,15	104,1

Les valeurs pour les taux d'argile, de limon et de matière organique du sol sont issues des moyennes de 12 prélèvements effectués sur le bassin versant (Hennebert et al., 2007). Les valeurs utilisées sont les suivantes : teneur en matière organique : 0,0456 ; teneur en argile : 0,3242 et teneur en limons : 0,3444.

Les valeurs de Ks pour les parcelles dont l'interrang est semé sont fixées à 78,5mm/h, soit la même valeur que pour les parcelles enherbées.

L'impact des pratiques agricoles, notamment le labour, sur la conductivité hydraulique peut être prise en compte par l'application de coefficients aux valeurs de Ks matriciel calculées grâce à la fonction de pédotransfert (voir la partie sur la détermination du Ks par FPT). Le labour n'étant pas une pratique courante au sein de notre bassin versant, l'application des coefficients de pondération proposés par Coutadeur et al. (2002) ne paraît pas judicieuse (voir 1.3.2.). Il serait plutôt intéressant de pondérer ces valeurs de Ks par un coefficient prenant en compte l'état de surface du sol. Ne disposant pas de référentiel propre à notre bassin versant pour estimer la valeur de ces coefficients, nous allons utiliser les valeurs de Ks estimées par la FPT pour nos calculs.

2.3.2. Le calcul de l'indicateur de connectivité

Le calcul de l'indicateur de connectivité est effectué pour deux situations extrêmes favorable (risque climatique 1 et sol sec) et défavorable (risque climatique 3 et sol à saturation). La zone climatique choisie est la zone 1 conformément à la carte exposée dans l'article présenté en section 3.1. du chapitre 3 (figure 3).

Les arbres de régression utilisés pour le calcul des potentiels de rétention (Rps) sont consultables en annexe 5.

2.3.3. Les résultats

Les moyennes des scores de connectivités (CI) exposées dans le tableau 4.8. peuvent être considérées élevées (60,6 et 68,9) pour les deux scénarii climatiques. Plus de la moitié de la surface du bassin versant est considérée comme directement connectée au réseau par l'indicateur de connectivité (voir

figure 4.6.). Le score attribué dans ce cas est 100, soit le plus mauvais score possible ce qui explique le niveau des moyennes de CI.

La sensibilité au changement de scénario climatique est notable comme le montre les figures 4.8. et 4.9. et le tableau 4.8. Le potentiel de rétention moyen des parcelles du bassin versant est plus élevé pour le scénario favorable ce qui induit une moindre connectivité des parcelles au réseau.

Tableau 4.8. : Caractéristiques des résultats des calculs d'indicateurs de connectivité

Scénario climatique	Indicateur	Moyenne	Ecart-type
Favorable	Potentiel de rétention (Rp)	24,8	39,6
Risque 1 / sol sec	Indicateur de connectivité (CI)	60,6	46,7
Défavorable	Potentiel de rétention (Rp)	18,3	28,3
Risque 3 / sol saturé	Indicateur de connectivité (CI)	68,9	37,3

Le Rp des parcelles amonts (140 parcelles, 69% de la surface du bassin versant) a été fixé à 0 pour le calcul des moyennes.

Le choix du niveau de risque et de la teneur en eau du sol simulés apparaît important dans le cadre d'une évaluation. Les zones identifiées comme « connectées » lors de la cartographie de l'indicateur de connectivité peuvent varier en fonction de ces paramètres. Dans notre exemple on note que 32 parcelles, soient 3,9 ha, sont considérées faiblement connectées (indicateur de connectivité < 20) dans le cas défavorable contre 78, soient 8,3 ha dans le cas favorable.

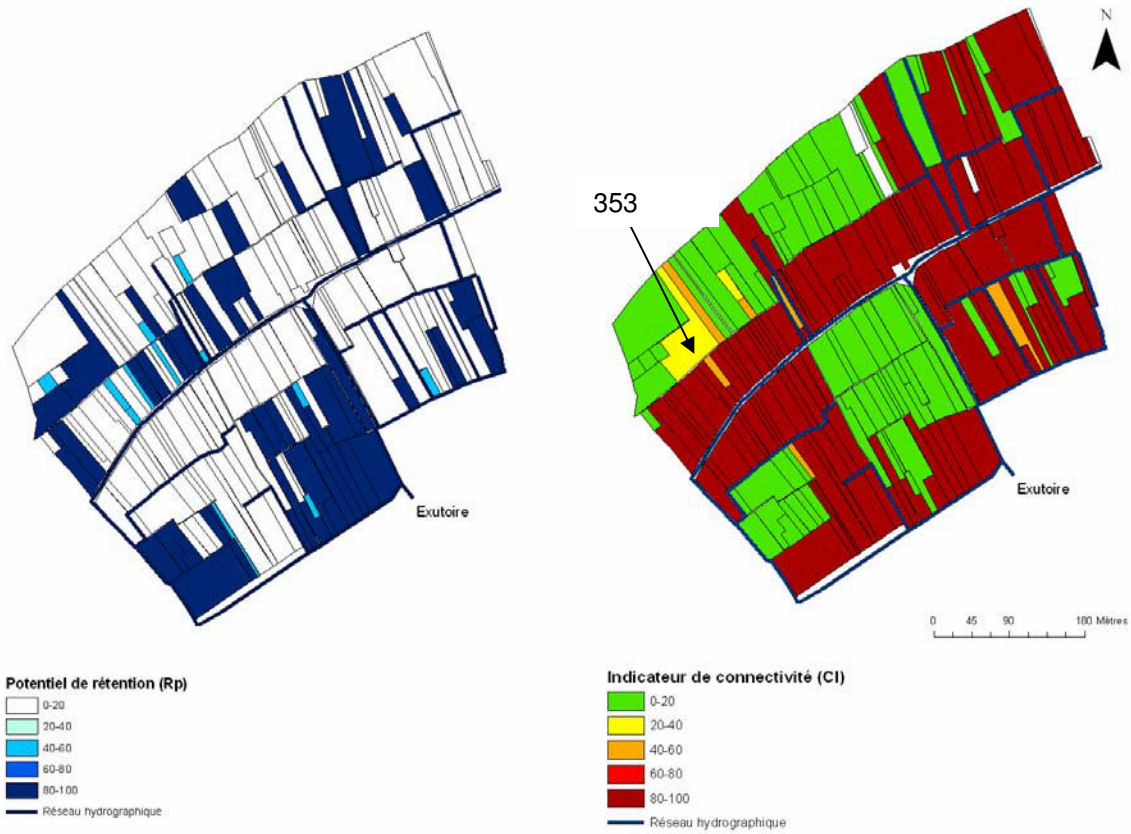


figure 4.8. : Potentiels de rétention et résultats de l'indicateur de connectivité pour le scénario climatique favorable

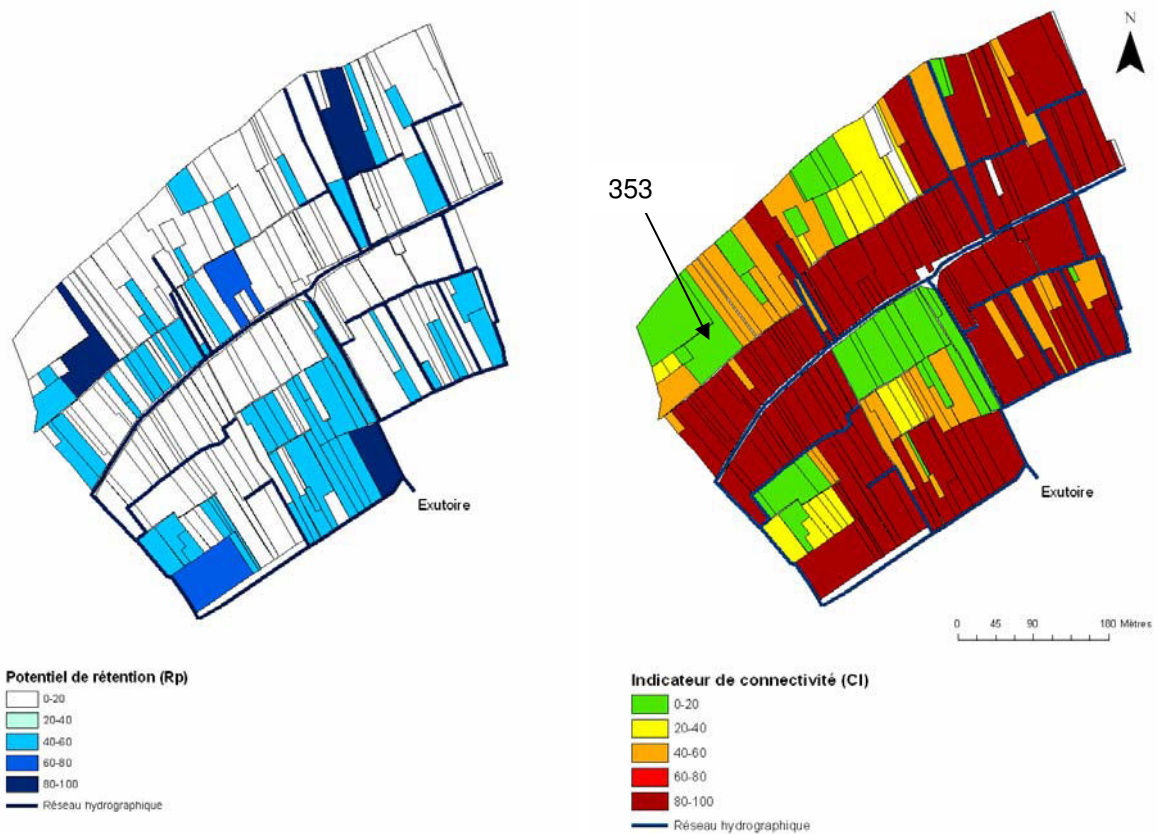


Figure 4.9. : Potentiels de rétention et résultats de l'indicateur de connectivité pour le scénario climatique défavorable

Aux vues des cartes des figures 4.8. et 4.9. et des distributions des scores de l'indicateur de connectivité (CIs) pour les deux scenarii (figure 4.11.), on constate une distribution hétérogène avec un groupe de faibles valeurs et un groupe très important à la valeur maximale. La faible dispersion des CIs pour le scénario favorable est liée au nombre plus important de parcelles au Rp élevé (>80) qui limitent fortement la connectivité de leurs parcelles amonts (figure 4.10.). De même, l'importance relative du nombre de parcelles au Rp autour de 60, pour le scénario défavorable, engendre des CIs de 40 (ou moins) pour leurs parcelles amonts.

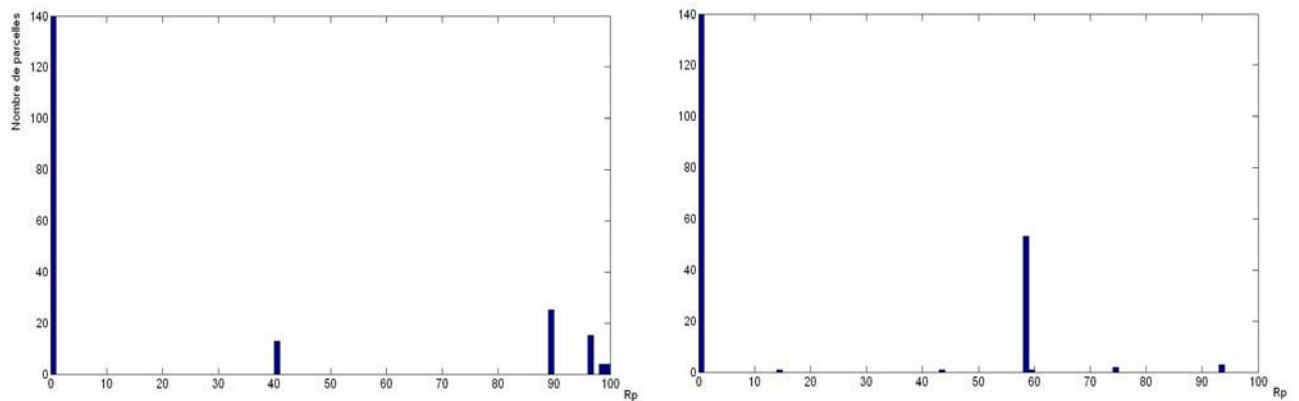


Figure 4.10. : Distribution des R_p pour les scenarii favorable (à gauche) et défavorable (à droite)

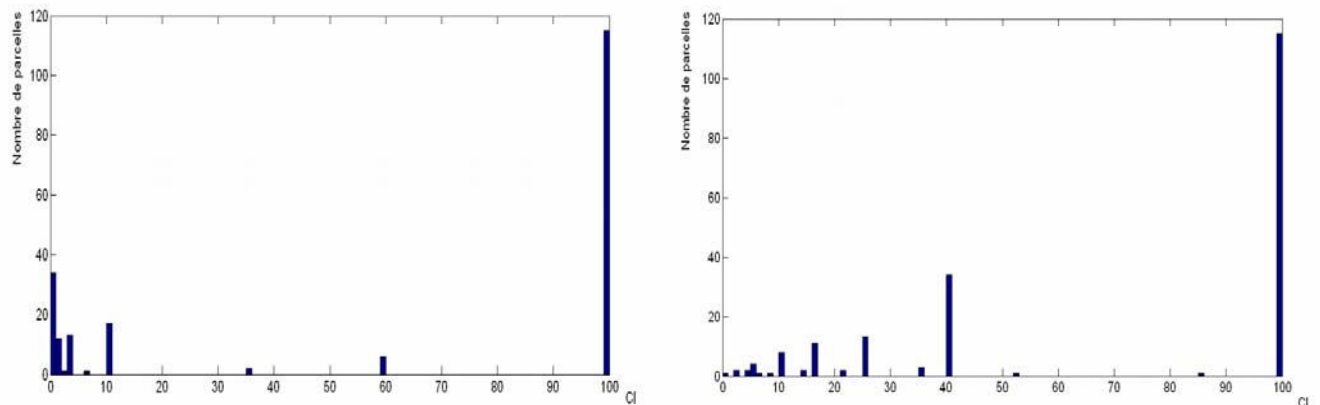


Figure 4.11. : Distribution des C_i pour les scenarii favorable (à gauche) et défavorable (à droite)

Certaines incohérences apparaissent lors de l'analyse comparative des résultats de l'indicateur de connectivité (CI) pour les deux scenarii. Sur les figure 4.8. et 4.9., la parcelle 353 est identifiée car elle présente un CI plus élevé pour le scénario favorable que pour le scénario défavorable, à l'inverse des autres parcelles. Les potentiels de rétention et les valeurs d'indicateur de connectivité corrélées pour la succession dont la parcelle 353 fait partie (voir figure 4.12.), sont présentés dans le tableau 4.9.

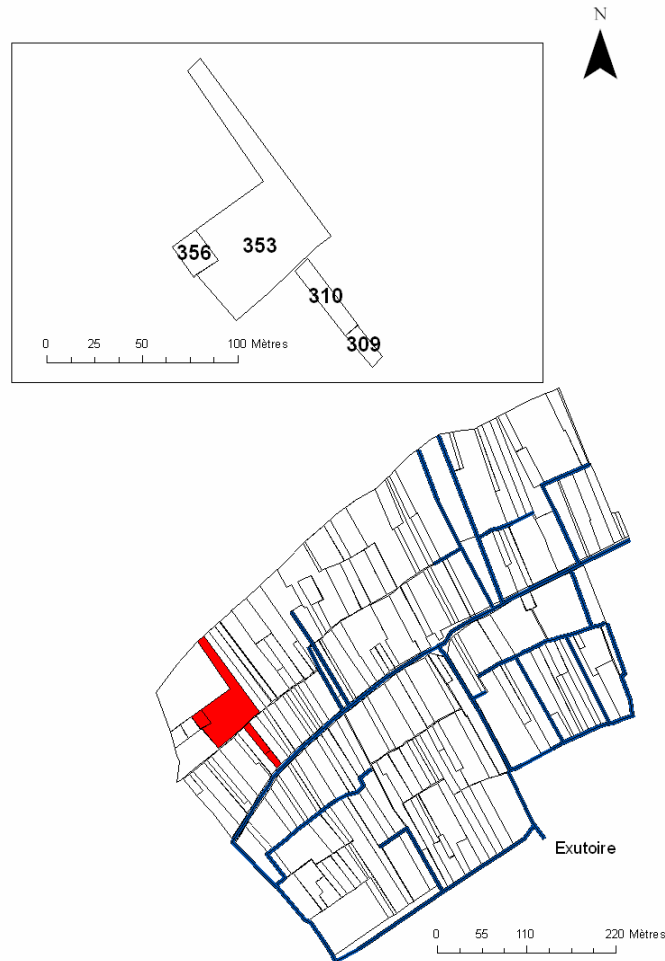


Figure 4.12 : Localisation de la succession de parcelles 356-353-310-309

Tableau 4.9. : Caractéristiques des résultats de l'indicateur de connectivité pour une succession de parcelles

Parcelle	Surface m ²	Ks (mm/h)	Scénario climatique favorable		Scénario climatique défavorable	
			Rp	Cl	Rp	Cl
356 (amont)	302	64,1		0,16		1,01
353	3763	78,5	99,56	35,66	94,00	16,80
310	387	78,5	40,28	59,72	58,98	41,02
309 (aval)	173	57,6	40,28	100,00	58,98	100,00

On note que les Rps des parcelles 310 et 309 sont plus importants dans le cas défavorable que dans le cas favorable ce qui induit un moindre Cl pour les parcelles 353 et 310 dans le cas défavorable. Lors de la construction des arbres de régression, les règles de décision regroupent plusieurs situations simulées, au moins 10 par règle comme souligné au chapitre 3 (section 3.2.3.). En fonction de la hiérarchie des variables dans les différents jeux d'apprentissage, le regroupement des situations peut varier d'un arbre à l'autre, comme on peut le voir en annexe 5.

Les règles permettant de déterminer les Rps des parcelles 310 et 309 sont les suivantes :

Pour la situation favorable :

Si la Surface de la parcelle aval est comprise entre 100 et 472 m²

Si le Ks est supérieur à 22,75 mm/h

Si la surface totale amont est comprise entre 100 et 29450 m²

Quelque soit la pente

Alors Rp = 40,28

Pour la situation défavorable :

Si la surface de la parcelle aval est comprise entre 100 et 2500 m²

Si le Ks est supérieur à 29,25 mm/h

Si la surface totale amont est comprise entre 100 et 7010 m²

Quelque soit la pente

Alors Rp = 58,98

Ces deux règles aboutissent, pour des mêmes valeurs de variables, à deux résultats différents. Pour les valeurs de calcul, l'arbre de régression favorable semble plus sensible aux variations de la surface de parcelle aval que l'arbre de régression défavorable. En effet, la gamme de variation de la surface aval concernée par la règle de l'arbre de régression favorable est relativement faible (372m²) en comparaison à la gamme de variation totale de cette variable (de 100 à 100 000m²) et à celle de la règle défavorable (2400m²). Le fait que la valeur de Rp des parcelles 310 et 309 soit la plus faible en situation favorable peut donc s'expliquer par cette différence de sensibilité, l'arbre de régression favorable prenant en compte de manière plus précise l'impact de la surface de la parcelle sur le Rp.

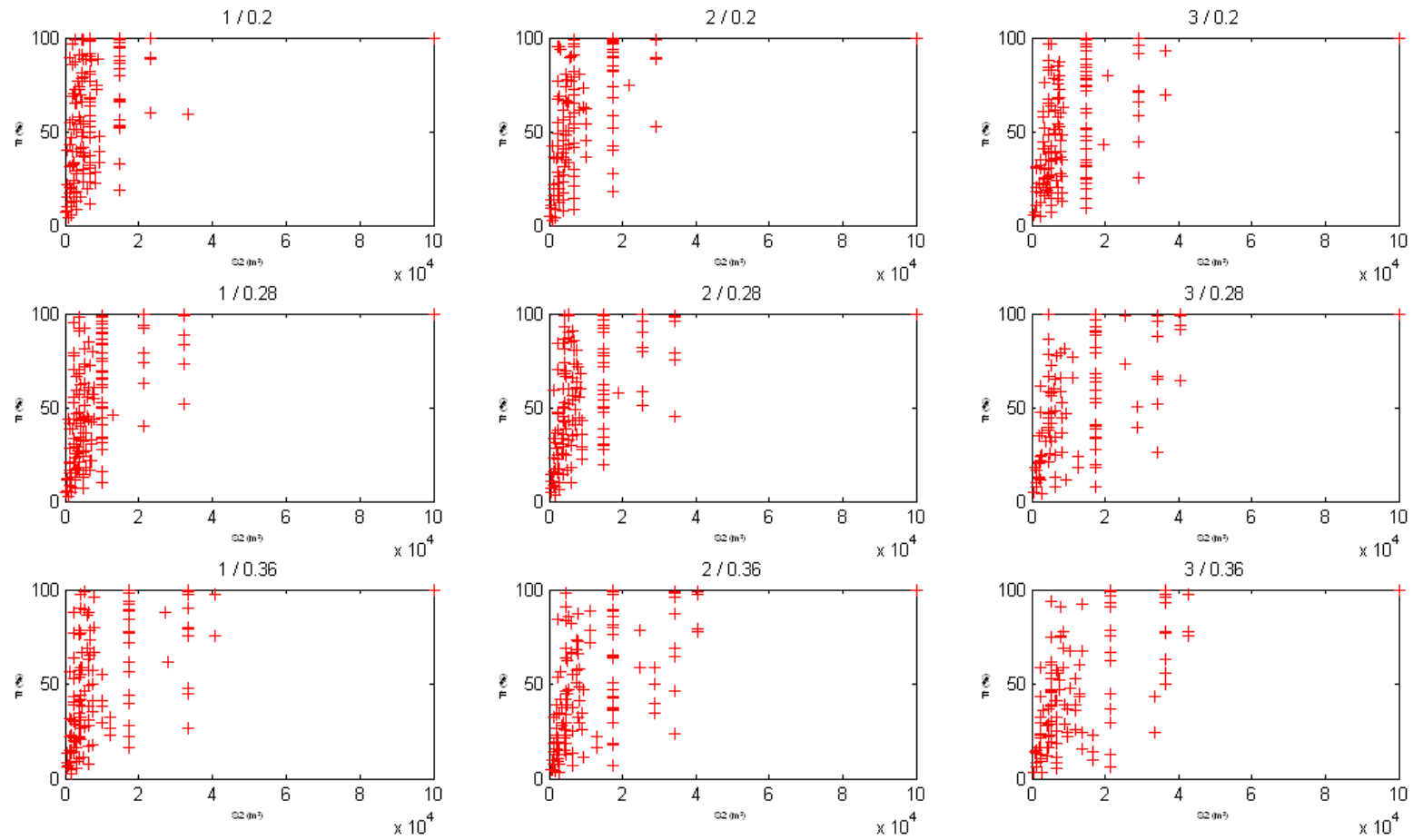
On notera également que l'écart-type de la distribution des Rps pour le scénario favorable est plus important que celui pour le scénario défavorable. Ceci traduit bien, pour la gamme de valeurs étudiées, la plus grande sensibilité de l'arbre de régression favorable.

Nous avons tenté d'analyser le comportement des arbres de régression en fonction du scénario climatique simulé (voir chapitre 3 section 3.2.1. et annexe 3). En étudiant les distributions des limites supérieures des classes de la variable « surface de la parcelle aval » (S2), nous avons pu mettre en évidence le fait que plus la situation climatique est défavorable, plus la gamme de valeurs de surface aval ayant un impact sur le Rp est importante (voir figure 4.13.). Le nombre de règles étant du même ordre pour tous les arbres de régression de la zone climatique 1 (entre 108 et 143), lorsque la gamme de variation de la surface aval ayant un impact sur le Rp augmente, le nombre de règles affectant les petites surfaces (<2ha) diminue et la sensibilité de l'arbre pour ces situations diminue donc également. Ceci est illustré par la dispersion croissante en fonction des scénarii climatiques, des seuils supérieurs de classes de S2 sur la figure 4.13.

En termes d'application, ce constat amène à la conclusion que la prépondérance de la variable « surface de la parcelle aval » s'amointri lorsque le ruissellement augmente, ceci dans un contexte

parcellaire morcelé (la surface moyenne des parcelles du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon est de 1147m²).

La notation relative contradictoire observée pour la parcelle 353 est donc l'effet d'un artefact issue de la structure de l'arbre de régression employé associée aux particularités du bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon. Comme souligné au chapitre 3 (voir section 3.2.2.), la représentativité du jeu d'apprentissage peut être remise en question dans ce cas.



Rp en fonction des limites supérieures de classes de S2 pour les scenarii de la zone 1

Figure 4.13.

2.4. Le couplage de l'indicateur parcellaire et de l'indicateur de connectivité

Le risque de connectivité est lié à chaque parcelle et représente le pourcentage de ruissellement atteignant potentiellement le réseau. Le score de l'indicateur parcellaire donnant le risque de sortie de pesticides de la parcelle peut donc être affecté par le score de l'indicateur de connectivité comme suit :

$$\text{Risque}_{\text{parcellaire}} = \frac{10 - IPhy_{\text{esu}}}{10} \times \frac{Cl}{100}$$

$$\text{Score final}_{\text{parcellaire}} = 10 - 10 \times \text{Risque}_{\text{parcellaire}}$$

L'agrégation de l'indicateur parcellaire à l'indicateur de connectivité est effectuée par épisode de ruissellement. L'indicateur de connectivité représente la connectivité pour un évènement pluvieux et une teneur en eau du sol donnés. L'agrèger à un score représentant l'ensemble des pratiques phytosanitaires sur l'année ne semble donc pas pertinent.

Nous avons choisi comme exemple l'évènement pluvieux du 25/05/2005. Nous avons agrégé par parcelle, les scores d'I-Phy_{esu} correspondants aux traitements antérieurs à cette date et postérieurs au dernier évènement ruisselant. Nous disposons de données relatives aux traitements phytosanitaires pour 125 parcelles sur 204 représentant environ 60% de la surface du bassin versant. 14 parcelles au moins n'ont donc pas été traitées durant cette période, les informations relatives aux pratiques phytosanitaires étant disponibles pour 139 parcelles.

Dans la figure 4.14., une première carte expose les résultats de l'indicateur I-Phy_{esu} sans prise en compte de la connectivité où l'on remarque que la majorité des scores se situent entre 5 et 7 soit inférieurs au seuil d'acceptabilité des pratiques (voir tableau 4.10.).

Tableau 4.10. : Caractéristiques des résultats du calcul de l'indicateur pour l'évènement ruisselant du 25/05/2005

Indicateur calculé	Scénario climatique	Moyenne	Ecart-type	Médiane
I-Phyesu		6,3	0,9	6,5
I-Phyesu + connectivité	Risque 1 / sol sec	7,7	1,8	7
I-Phyesu + connectivité	Risque 3 / sol saturé	7,4	1,5	7

La pondération de l'indicateur parcellaire par l'indicateur de connectivité amène à une augmentation du score parcellaire final. Plus le risque simulé est faible, plus le score de l'indicateur pour les parcelles indirectement connectées au réseau est élevé.

La différence entre les trois représentations d'indicateurs de la figure 4.14. se situe, d'une part, dans la possible discrimination des situations à risque et « à moindre risque » entre la spatialisation de l'indicateur simple et celle de l'indicateur couplé à la connectivité et, d'autre part, dans l'augmentation de la tolérance vis-à-vis du risque lorsque le scénario simulé est plus favorable.

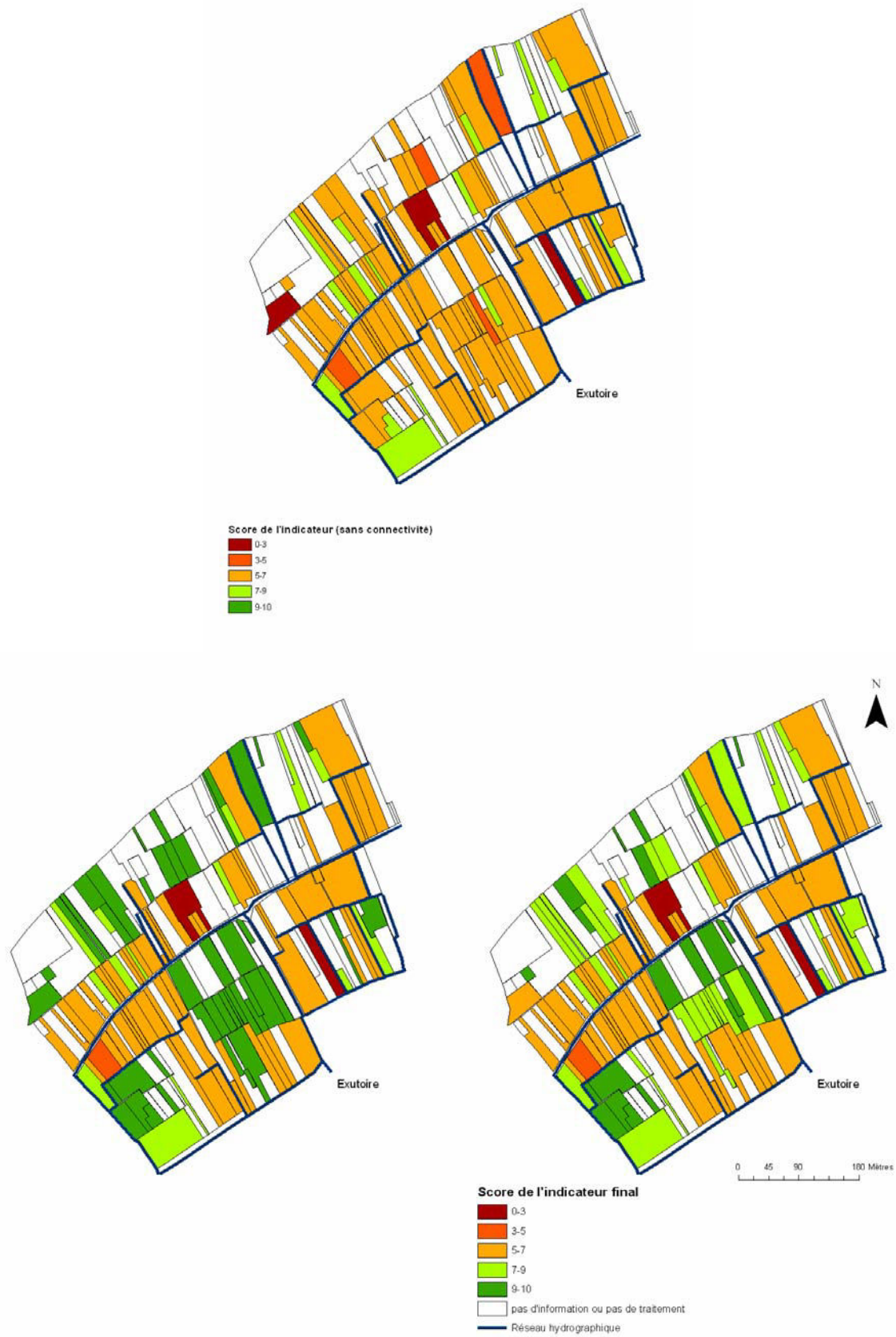


Figure 4.14. : Comparaison de l'impact des deux scénarii climatiques sur le score final de l'indicateur (en haut : I-Phyesu traitement, à gauche : scénario favorable, à droite scénario défavorable).

L'interprétation des résultats de l'indicateur final permet d'identifier les processus limitant les transferts de pesticides par ruissellement. On remarque, conformément aux observations faites au chapitre 3, que les scores les plus faibles sont affectés aux parcelles directement connectées au réseau, ces derniers n'étant pas pondérés par l'indicateur de connectivité (fixé à 100 pour ce cas de figure). Ainsi le ruissellement et les pesticides emportés d'une parcelle, sont généralement réinfiltrés lorsqu'ils traversent une parcelle aval. Le taux de réinfiltration dépendant des caractéristiques de cette parcelle et du scénario climatique.

3. Discussion, conclusion

L'application de notre indicateur à une situation réelle nous a permis de mettre en évidence l'accessibilité de ses données d'entrée et son opérationnalité en termes d'aide à la décision à l'échelle du bassin versant.

L'application étant effectuée sur un bassin versant expérimental, les données topologiques, cadastrales, les données météorologiques et les informations sur les pratiques agricoles et phytosanitaires ont été facilement récoltées car déjà connues. Le Ks n'étant pas disponible, nous l'avons estimé de manière simple grâce à une fonction de pédotransfert. Par manque de données de terrain, nous n'avons pas pris en considération l'impact des états de surface du sol sur le Ks qui aurait permis de pondérer les résultats de la fonction de pédotransfert. Plus généralement, une étude de la sensibilité de l'indicateur aux méthodes d'estimation du Ks serait intéressante.

La représentation spatialisée de l'indicateur parcellaire I-Phy_{esu} aboutit à une difficile discrimination des situations les plus à risque concernant les pertes de pesticides par ruissellement, l'ensemble des pratiques sur le bassin versant étant considérées comme défavorables vis-à-vis de notre problématique. Le couplage de l'indicateur parcellaire à l'indicateur de connectivité permet de pondérer les scores parcellaires. Cette agrégation aboutit à une ségrégation des zones les plus à risque. Dans le cadre d'une application pour l'aide à la décision, les gestionnaires de bassin versant pourraient ainsi cibler leurs actions de préventions de pertes de pesticides par ruissellement.

L'indicateur final montre également une bonne sensibilité aux scénarii climatiques testés et permettrait ainsi à un gestionnaire d'évaluer le risque de ruissellement des pesticides en fonction de la saison (teneur en eau des sols) et de la fréquence de retour de l'évènement pluvieux (voir figure 3 de l'article en section 3.1. du chapitre 3).

L'utilisation des scores de l'indicateur final de manière absolue nécessiterait une validation des résultats en les comparant à des données mesurées (Girardin et al., 2007; Thiollet - Scholtus, 2004). Cette opération sera d'autant plus pertinente une fois que les processus intervenant dans le réseau seront intégrés dans l'indicateur.

Dans le premier chapitre, nous décrivions l'indicateur idéal élaboré selon les attentes de différents acteurs impliqués dans la maîtrise de la qualité de l'eau vis-à-vis des pesticides à l'échelle du bassin versant. Les quatre objectifs essentiels lors du développement d'un outil étaient :

- le besoin de détermination des facteurs dominants pour pouvoir cibler les actions,
- la généricité de l'outil pour qu'il puisse être appliqué dans le plus de contextes possibles,
- l'opérationnalité,
- lisibilité des sorties.

Concernant l'identification des variables prédominantes dans les transferts de pesticides, à l'échelle parcellaire, nous avons constaté que le nombre d'applications de substance active était à l'origine des mauvais scores de I-Phy_{esu}. A l'échelle du bassin versant, le nombre de parcelles traversées par le ruissellement ou la position de la parcelle par rapport au réseau hydrographique est un facteur prédominant. L'analyse des arbres de régression en fonction des caractéristiques de l'application permet de mettre en évidence la sensibilité de l'indicateur aux différents facteurs en jeu et donc de hiérarchiser leur impact.

L'outil ayant été élaboré à partir de jeux de données simulés sous différentes conditions climatiques et à partir de situations virtuelles, il n'est pas dépendant d'un bassin versant ou d'une région donnée. Il peut être appliqué à tout type de bassin versant agricole pour lesquels le ruissellement hortonien est le processus dominant. La question de la représentativité des données utilisées pour sa construction reste tout de même importante à traiter.

En termes de lisibilité et de communicabilité des sorties de l'indicateur, le système de scores situés par rapport au seuil d'acceptabilité peut être considéré comme performant. Il permet à toute personne de comprendre les sorties et de comparer les scénarii. De plus, la cartographie des résultats augmente la lisibilité par rapport à un indicateur global sur le bassin versant en permettant aux utilisateurs de repérer rapidement les zones d'action.

Discussion générale et conclusion

Pour cette étude nous nous étions fixé la problématique suivante : Comment évaluer de manière opérationnelle et générique la contamination des eaux de surfaces par les pesticides agricoles à l'échelle du bassin versant ?

Nous avons tenté de répondre à cette question en tenant compte des qualités qu'attendent différents acteurs concernés par la limitation des transferts de pesticides à l'échelle du bassin versant, soient la nécessité de prédiction, de généralité, d'opérationnalité et de faciliter d'interprétation des sorties de l'outil (voir chapitre 1, section 3.2.).

Pour pouvoir satisfaire ces conditions, il nous est apparu essentiel de travailler la méthodologie de construction des outils, les méthodes disponibles actuellement ne répondant pour la plupart, que partiellement à ces attentes. Les indicateurs, s'ils sont performants à l'échelle parcellaire, ne permettent pas en général, de prendre en compte la variabilité caractéristique des bassins versants. Les modèles de simulation mécanistes demandent une grande quantité d'informations pour être calculés. Les indicateurs composites, comme ceux de la méthode INDIGO, ainsi que les méthodes mixtes couplant modélisation et méthodes qualitatives, présentent une alternative aux deux grands types d'outils. Alors que les outils de la méthode INDIGO liés à l'évaluation des pratiques phytosanitaires, I-Phy et I-PhyBV (Thiollet - Scholtus, 2004; Van Der Werf and Zimmer, 1998), sont fondés sur l'expertise, nous avons tenté de formaliser la méthode de construction de nos indicateurs parcellaire et bassin versant en nous servant des outils de modélisation et d'apprentissage disponibles. Nous avons donc développé un indicateur intégrant les processus sous forme d'arbre de décision et d'arbre de régression. Cette approche est nouvelle et différente de celles classiquement employées dans le domaine des indicateurs agri-environnementaux fondées, soient sur des avis d'expert (CORPEN, 1996) ou sur des modèles opérationnels (méthode INDIGO, Bockstaller, 2008) et s'inscrit dans la démarche mixte de couplage d'approches quantitatives et qualitatives.

Si l'échelle du bassin versant est la plus pertinente pour l'évaluation de la qualité de l'eau, la prise en compte de l'échelle parcellaire reste essentielle pour pouvoir évaluer les pratiques agricoles et mettre en place des actions. L'indicateur bassin versant que nous proposons est donc fondé sur une évaluation parcellaire à laquelle est agrégée un indicateur des processus propres au bassin versant, soit un indicateur de la sensibilité du milieu aux transferts de pesticides par ruissellement.

1. La méthodologie : association indicateur / modèle / apprentissage

1.1. La formalisation des méthodes de construction

Deux méthodes de couplage indicateur / modèle ont été proposées dans notre étude, chacune s'appliquant à un indicateur différent. Elles répondent toutes deux à un besoin de formalisation de la construction des indicateurs. Une des critiques pouvant être émise à l'égard, par exemple des indicateurs I-Phy ou I-PhyBV est que, certaines valeurs, notamment les valeurs de conclusion, ne sont pas justifiées lors de la construction de l'indicateur. Bien que ces indicateurs appréhendent de manière satisfaisante les pertes de pesticides en termes de vraisemblance, comme en témoignent les résultats des différents tests de validation effectués dans des études antérieures (Girardin et al., 2007; Thiollet - Scholtus, 2004), la reproductibilité de la méthode de construction n'étant pas assurée, le fondement même de l'indicateur peut être remis en question. Le poids de l'expertise au sein des indicateurs doit être identifié et justifié afin de limiter la subjectivité et d'assurer la compréhension totale du fonctionnement de l'outil.

La méthode développée dans cette étude pour la construction de l'indicateur parcellaire permet, en gardant une structure experte simple (règles de décision associées à la théorie des sous-ensembles flous), de justifier des valeurs de conclusion choisies, ces dernières étant fondées sur des résultats de modélisation génériques. La seconde méthode choisie pour le développement de l'indicateur de connectivité va plus loin en proposant de déduire directement des règles de décision à partir de données simulées. Un des objectifs de cette seconde méthode de construction étant de remplacer l'expertise par des méthodes plus formelles à savoir la modélisation et l'apprentissage supervisé.

La construction des deux indicateurs s'appuie donc sur des approches plus formalisées, laissant moins de place au risque de subjectivité que lorsqu'il est établi sur l'expertise bien que des choix du constructeur subsistent notamment lors de la détermination des valeurs de simulations ou lors de l'interprétation des résultats (choix de la méthode d'interprétation).

La formalisation des méthodes de construction, si elle permet la reproductibilité et la justification des étapes de développement de l'indicateur, n'est pas forcément un gage de justesse des prédictions. L'incertitude liée aux résultats des indicateurs résulte de la combinaison des incertitudes liées aux données d'entrée et au mode de calcul. L'incertitude liée aux données d'entrée reste la même que la méthode de développement soit experte ou formalisée. Sa propagation dans le modèle et son impact sur les résultats sont cependant fonction du mode de calcul. L'incertitude liée au mode calcul et son impact sur la propagation de l'incertitude des données d'entrée différencient donc les deux modes de construction. Lorsque les scores sont fondés sur des résultats de modélisation, l'incertitude serait plus facilement identifiable et quantifiable que lorsqu'ils sont issus d'un consensus entre experts.

Des travaux permettant d'estimer l'incertitude liée aux données d'entrée sont actuellement en cours (Assaghir et al., 2008) et seront applicables à l'indicateur parcellaire I-Phy_{esu}. L'étude de l'incertitude liée au mode de calcul de l'indicateur bassin versant sera une étape essentielle en vue de sa future application.

1.2. La recherche de généralité

Les outils d'évaluation des pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant sont confrontés à la grande variabilité spatiale des structures et des pratiques agricoles. Cette hétérogénéité est responsable de l'important besoin en données pour l'application de la plupart des outils d'évaluation. L'aspect générique de l'outil développé dans cette étude peut donc être considéré comme une avancée dans le domaine de l'évaluation. Les simulations sur lesquelles sont fondés les deux indicateurs ont été pensées pour simuler le plus de scénarii possible.

En cherchant la généralité d'application pour l'indicateur, nous avons choisi, pour les variables des jeux d'apprentissage, des gammes de variation importantes, couvrant théoriquement l'essentiel des situations rencontrées au sein des petits bassins versants agricoles. Ce gain de généralité a induit, avec les contraintes que nous nous étions fixées (10 000 simulations par scénario climatique), une faible sensibilité de l'indicateur.

A plusieurs reprises au cours de ce travail nous avons questionné la représentativité des jeux de données d'apprentissage, notamment pour les variables de surface (surface amont et surface aval). Lors de la construction des jeux de données, nous avons choisi de tester la gamme de variation des surfaces de 100 à 100 000 m² afin de prendre en compte dans l'indicateur final une grande partie des situations existantes pour les petits bassins versants. Bien qu'ayant défini une gamme de variation à risque agronomique, soit pour la surface de la parcelle aval entre 100 et 10 000 m², pour laquelle le nombre de situations représentées dans le jeu d'apprentissage est fortement augmenté (voir la figure 4 de l'article présenté en section 3.1., chapitre 3), les arbres de régression obtenus ne permettent pas tous de discriminer avec une précision suffisante certaines situations. L'ajout de gammes de variation « à risque » pour les différentes variables a permis néanmoins une amélioration des performances des arbres de régression (voir chapitre 3 section 3.2.2. tableau 3.1.).

Il serait intéressant de tester l'impact de différentes structures de jeux d'apprentissage sur la sensibilité de l'indicateur de connectivité. On pourrait, par exemple, construire ces jeux de données sur une typologie des bassins versants fonction de la taille des parcelles. Par ailleurs, comme cela a déjà été précisé, la représentation exhaustive des structures spatiales n'étant pas envisageable, l'augmentation du nombre de simulations des bases d'apprentissage devrait également améliorer l'indicateur sur ce point.

La méthode d'apprentissage utilisée et les contraintes que nous avons imposées peuvent également influencer sur la sensibilité de l'indicateur. L'emploi d'une méthode alternative d'arbres de régression comme la méthode CART ou l'apprentissage avec une méthode d'arbre de décision (par exemple C4.5) pourrait changer la classification établie et donc les résultats de l'indicateur final. La comparaison entre différentes méthodes d'apprentissage incluant d'autres méthodes que des arbres (par exemple, réseaux de neurones) pourrait faire l'objet de futurs travaux (Shan et al., 2006).

Les méthodes de construction des indicateurs présentés dans cette étude ont été pensées pour répondre aux attentes exprimées en conclusion du premier chapitre, concernant le besoin de prédiction, donc l'intégration de processus et le besoin de généralité de l'indicateur idéal. Des améliorations pourraient évidemment être apportées mais les résultats de l'application de l'indicateur sont encourageants.

2. La mise en oeuvre : accessibilité des données d'entrée et intérêt des résultats

L'application des deux indicateurs parcellaire et bassin versant montre que ces méthodes permettent, sans faire tourner de modèles, de hiérarchiser les pratiques phytosanitaires et de les pondérer par la sensibilité du milieu à l'échelle d'un bassin versant.

2.1. Accessibilité des données d'entrée

La facilité d'utilisation en termes d'accessibilité des données a été testée dans le chapitre 4 et l'on constate que la détermination du coefficient de conductivité hydraulique du sol à saturation (K_s) pose problème. Des méthodes alternatives aux mesures directes existent, comme les fonctions de pédotransfert, mais leur résultat peut s'avérer éloigné de la situation réelle.

Cependant, plus que la valeur absolue du K_s , c'est la sensibilité de l'indicateur aux valeurs possibles de K_s qu'il faudrait déterminer. Comme nous l'avons vu, les arbres de régression permettant de calculer l'indicateur de connectivité peuvent affecter le même résultat à une large gamme de variation de K_s . Ainsi, dans la gamme de données du bassin versant d'application (surfaces, pente et K_s), il est important de connaître la hiérarchie de l'impact des variables sur le score de l'indicateur.

L'accessibilité des autres données d'entrée a été évaluée sur un bassin versant expérimental sur lequel des études avaient déjà été menées. Les données géographiques et agronomiques étaient donc disponibles. Une étude sur un bassin versant moins instrumenté serait intéressante pour poursuivre l'évaluation de l'accessibilité des données.

2.2. Pertinence des résultats de l'indicateur

Les résultats de notre indicateur final agrégeant les scores parcellaires à la connectivité, sont lisibles et compréhensibles de par leur présentation sous la forme de scores. L'échelle de scores entre 0 et 10 associée à un seuil (7) permet de bien distinguer les pratiques entre elles et est plus intuitive que l'utilisation de valeurs absolues de pertes de pesticides (Girardin et al., 1999). Parallèlement, la cartographie des scores permet une représentation spatiale du risque.

L'indicateur autorise la comparaison de l'impact de différents scénarii climatiques ou agronomiques grâce à l'analyse des scores par parcelles ou l'analyse de la cartographie des résultats. Lors de l'application de l'indicateur sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon, nous avons pu constater sa capacité à discriminer les situations à risques et à les hiérarchiser (voir figure 4.14. du chapitre 4).

La détermination des processus dominants, si elle a été effectuée lors de notre étude, ne semble pas toujours évidente, notamment lorsqu'il est nécessaire d'analyser les règles de décision de manière précise. Une des raisons du choix de la méthode d'apprentissage par arbre de régression était qu'elle permettait d'obtenir un modèle de prédiction interprétable sans avoir recours à des comparaisons entre scénarii. Aux vues des analyses effectuées en sections 3.2.1 du chapitre 3 et 2.3.3. du chapitre 4, les arbres de régression construits ne peuvent pas être considérés comme facilement lisibles pour des utilisateurs non-scientifiques du fait du nombre de règles obtenu après apprentissage par la méthode d'arbres de régression (autour de 100 règles). L'utilisation d'autres méthodes d'apprentissage (arbres de décision) ou l'imposition de contraintes d'élagage différentes pourraient améliorer cette lisibilité. Il faut toutefois veiller au bon équilibre entre la précision des prédictions et la facilité d'interprétation évoluant souvent de manière inverse (voir figure 3.4. du chapitre 3).

Notre indicateur permettant d'estimer l'impact des pratiques phytosanitaires combiné à celui de la position spatiale de chaque parcelle sur les pertes de pesticides par ruissellement à l'échelle du bassin versant, le score obtenu à l'issue de l'application de l'indicateur est donc un score parcellaire. L'indicateur parcellaire permet de distinguer au sein du bassin versant les évolutions, par exemple, après la mise en place de mesures de limitation de transfert et d'identifier les parcelles qui restent « à risque » et les parcelles pour lesquelles la mesure a un effet. Après décomposition des deux indicateurs, il est également possible de distinguer l'origine du risque, soit liée aux pratiques phytosanitaires, soit liée à la position de la parcelle au sein du bassin versant.

Se pose la question d'une agrégation à l'échelle du bassin versant qui permettrait d'obtenir un score global. Nous n'avons pas effectué cette agrégation pour plusieurs raisons :

- La non prise en compte des processus intervenants au sein du réseau hydrographique n'autorise pas l'évaluation du risque de contamination en sortie de bassin versant ; les

processus intervenant dans le réseau pouvant être responsable de grandes variations de concentration des pesticides entre la sortie de parcelle et l'exutoire.

- Si l'objectif même de notre indicateur est de pouvoir localiser et hiérarchiser les zones à risque au sein d'un bassin versant en vue de la mise en place de stratégies de limitation des transferts ; l'intérêt d'un score global pour le bassin versant peut donc être remis en question

La comparaison des scénarii d'occupation de sol, d'aménagements ou encore d'adaptation de programmes de traitement peut être effectuée par comparaison des scores par parcelles mais pourrait également faire l'objet de réflexion sur une alternative à l'agrégation globale fondée, par exemple, sur le taux de parcelle à risque (Bockstaller et al., 2007).

Par ailleurs, une agrégation à l'échelle du bassin versant des scores par substance active pourrait permettre la validation des résultats de l'indicateur. En effet, il serait alors possible de comparer les scores à des mesures de pesticides dans les eaux en sortie de bassin versant. Cette comparaison a été effectuée en agrégeant de manière simple les indicateurs parcellaires, sans prendre en compte la connectivité avec des résultats de l'ordre de 60 à 80% des valeurs dans la zone de vraisemblance.(Girardin et al., 2007). Il serait alors intéressant de comparer les résultats obtenus avec et sans prise en compte de ce processus.

Ce constat nous amène au dernier point de critique des résultats de cet indicateur : l'absence de validation. L'étude des scores de manière absolue pourrait s'avérer biaisée, cependant, on peut supposer, vu que l'indicateur est fondé sur des résultats de simulations mécanistes, que le classement relatif des situations est correct.

3. Conclusion et perspectives

Nous avons travaillé sur un indicateur parcellaire d'estimation du risque lié aux pratiques agricoles sur les pertes de pesticides par ruissellement associé à un indicateur de connectivité qui estime le risque de propagation du ruissellement dans le bassin versant en fonction de la position géographique de la parcelle. Il nous est ainsi possible de tester aussi bien l'impact des pratiques phytosanitaires parcellaire que l'impact des aménagements et de la répartition spatiale des pratiques au sein du bassin versant, sur les pertes de pesticides par ruissellement.

L'indicateur final issu de la pondération de l'indicateur parcellaire par l'indicateur de connectivité correspond donc aux critères que nous avons définis au commencement de notre étude. La plupart de ses données d'entrées sont accessibles et ses résultats sont compréhensibles et interprétables si l'on considère les objectifs qui lui sont attribués (identification et classement des situations à risque et comparaison de scénarii). Certains points restent cependant à travailler notamment sur l'accessibilité et la sensibilité du Ks et sur l'interprétation directe des processus dominants.

Pour la construction de ces deux indicateurs, nous avons testé des méthodes originales fondées sur le couplage indicateur / modèle. Les modèles étant souvent trop lourds à utiliser en routine (Pineros Garcet et al., 2006), leur dérivation sous forme d'indicateur nous a permis d'explorer une large gamme de variation des facteurs et d'intégrer des processus. S'agissant de l'indicateur de connectivité, nous avons choisi un type de métamodélisation sous forme d'arbres de régression, qui diffèrent des métamodèles issus de régressions par leur lisibilité. Les deux outils parcellaire et bassin versant construits lors de cette étude présentent donc une certaine genericité et facilité d'utilisation.

Dans la partie précédente nous venons de proposer plusieurs perspectives possibles à la suite de ce travail. En résumé, il sera important d'intégrer les processus influant sur les pertes de pesticides par ruissellement au sein du réseau hydrographique dans l'indicateur, pour pouvoir estimer l'impact des pratiques phytosanitaires d'un bassin versant sur le compartiment d'eau de surface relié. L'étude de sensibilité de l'indicateur aux variations des variables d'entrée, aux méthodes d'apprentissage ou aux jeux de données d'apprentissage est essentielle. Enfin l'analyse comparée de l'incertitude des résultats entre différentes méthodes de construction d'indicateur (expertise, modélisation, indicateur) permettrait un jugement fondé lors du choix de la méthode d'évaluation.

Bibliographie

- Adriaanse**, A. 1993. Environmental policy performance indicators. A study on the development of indicators for environmental policy in Netherlands. Kluwer.
- Al Majou**, H., A. Bruand, O. Duval, et I. Cousin. 2007. Variation of the water-retention properties of soils: Validity of class-pedotransfer functions. *Comptes Rendus Geosciences*, 339, 9:632-639.
- Ali**, B. 2008. Typologie fonctionnelle des états de surface du sol pour l'extrapolation des propriétés hydro-érosives. Thèse de doctorat, Science de la Terre, de l'Univers, Strasbourg.
- Ammons**, R., H. Thistle, et J. Barry. 2000. Optimized pesticide application. *Journal of agricultural Engineering Research*, 75, 155-166.
- Arnold**, J.G., et P.M. Allen. 1996. Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 176, 1/4.
- Arnold**, J.G., et N. Fohrer. 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19, 3.
- Assaghir**, Z., P. Girardin, et A. Napoli. 2008. Using possibility theory to calculate an agri-environmental indicator. Rencontres Francophones sur la Logique Floue et ses Applications. Lens.
- Azimonti**, G. 2006. State-of-the-art review on approaches to environmental risk assessment for pesticides. Report DL3 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT projetc [www.eu-footprint.org]. 45p.
- Barreto-Neto**, A. A. et C. R. De Souza Filho. 2008. Application of fuzzy logic to the evaluation of runoff in a tropical watershed. *Environmental Modelling & Software*. 23, 2: 244-253.
- Barriuso**, E., P. Benoit, et I.G. Dubus. 2008. Formation of Pesticide Nonextractable (Bound) Residues in Soil: Magnitude, Controlling Factors and Reversibility. *Environmental Science and Technology*, 42, 6:1845-1854.
- Barriuso**, E., R. Calvet, M. Schiavon, et G. Soulas. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude et gestion des sols*, 3, 4:279-296.
- Bedos**, C., P. Cellier, R. Calvet, E. Barriuso, et B. Gabrielle. 2002a. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22, 1.
- Bedos**, C., R. Calvet, N. Carluer, Y. Coquet, C. Golaz, V. Gouy, C. Guyot, W. Kloppman, C. Mouvet, B. Normand, et G. Soulas. 2002b. Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement. ECRIN ed. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement / ECRIN-Club Environnement et société. 207 p.
- Beulke**, S., I.G. Dubus, C.D. Brown, et B. Gottesbüren. 2000. Simulation of pesticide persistence in the field on the basis of laboratory data - a review. *Journal of Environmental Quality*, 29, 5:1371-1379.
- Biarnes**, A., P. Rio, et A. Hocheux. 2004. Analyzing the determinants of spatial distribution of weed control practices in a Languedoc vineyard catchment. *Agronomie*, 24, 4.
- Bierkens**, M.F.P., et J.W.J.v.d. Gaast. 1998. Upscaling hydraulic conductivity: theory and examples from geohydrological studies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50, 1/3:193-207.
- Blanchoud**, H., E. Moreau-Guigon, F. Farrugia, M. Chevreuil, et J.M. Mouchel. 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed. *Science of the Total Environment*, 375, 1-3:168-179.

- Blogowski, A.** 2007. Politique Agricole Commune et réduction des risques liés aux pesticides. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires 15-16 Novembre. Paris, AFPP - SWAP - Life.
- Bockstaller, C.** 2004. Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-PHY, p. 75-123, *In* E. Barriuso, ed. Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA Edition, Paris.
- Bockstaller, C., et P. Girardin.** 2003a. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76, 639-653.
- Bockstaller, C., et P. Girardin.** 2003b. Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO®: (version 1.2 du logiciel et suivantes). Manuel de l'utilisateur de la méthode INDIGO. INPL Nancy, ENSAIA, INRA, ARAA.
- Bockstaller, C., P. Girardin, et H. Van Der Werf,** 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*. 7 261-270.
- Bockstaller, C., L. Guichard., D. Makowski, A. Aveline, P. Girardin, et S. Plantureux,** 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems: A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 28 139-149.
- Bockstaller, C., L. Guichard, O. Keichinger, P. Girardin, M.B. Galan, et G. Gaillard.** in press. A comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. *Agriculture for Sustainable Development*.
- Bockstaller, C., E. Weinzaepflen, L. Stapleton, G.D. Garrod, et M.T. Correira.** 2007. A working paper on thematic indicators. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Program for Research, Technological Development and Demonstration, contract no.010036-2. 73p.
- Bockstaller, C., J. Wohflahrt, A. Hubert, P. Hennebert, F. Zahm, F. Vernier, N. Mazzella, O. Keichinger, et P. Girardin.** 2008. Les Indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation: exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries eau agriculture territoires*, N° spécial Azote, phosphore et pesticides, 103-115.
- Bonzini, S., R. Verro, S. Otto, L. Lazzaro, A. Finizio, G. Zanin, et M. Vighi.** 2006. Experimental Validation of a Geographical Information Systems-Based Procedure for Predicting Pesticide Exposure in Surface Water. *Environmental Science and Technology*, 40, 24:7561-7569.
- Boughton, W. C.,** 1989. A review of the USDA SCS Curve Number Method. *Australian Journal of Soil Research*. 27 551-523.
- Borah, D.K., et M. Bera.** 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the Asae*, 46, 6:1553-1566.
- Borah, D.K., et M. Bera.** 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *Transactions of the Asae*, 47, 3:789-803.
- Bormann, H., L. Breuer, T. Graff, et J.A. Huisman.** 2007. Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. *Ecological Modelling*, 209, 1:29-40.
- Bouldin, J.L., C.D. Milam, J.L. Farris, M.T. Moore, S. Smith, Jr., et C.M. Cooper.** 2004. Evaluating toxicity of Asana XL(R) (esfenvalerate) amendments in agricultural ditch mesocosms. *Chemosphere*, 56, 7:677-683.
- Branger, F.** 2007. Utilisation d'une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille et Vilaine). Thèse de doctorat, Océan, Atmosphère, Hydrologie, université Joseph Fourier, Grenoble.
- Breiman, L.** 1984. Classification and Regression Trees Chapman & Hall/CRC.

- Businelli, M., C. Vischetti, et A. Coletti.** 1992. Validation of the Koc approach for modelling the fate of some herbicides in Italian soils. *Fresenius Environmental Bulletin*, 1, 9:583-588.
- Carbone, J. P., P.L. Havens et W. Warren-Hicks,** 2002. Validation of Pesticide Root Zone Model 3.12: Employing uncertainty analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21(8) 1578-1590.
- Carluer, N., et G. De Marsily.** 2004. Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology*, 285, 1-4:76-95.
- Carsel, R. F., W.B. Nixon, et L.G. Ballantine,** 1986. Comparison of pesticide root zone model predictions with observed concentrations for the tobacco pesticide metalaxyl in unsaturated zone soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 5, 4: 345-353.
- Centofanti, T., et J.M. Hollis.** 2006. Characteristics of European agronomic scenarios. Report DL 11 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-footprint.org] 36p.
- Cerdan, O., V. Souchere, V. Lecomte, A. Couturier, et Y. Le Bissonnais.** 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *CATENA*, 46, 2-3:189-205.
- Chahinian, N.** 2004. Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole. Thèse de doctorat, Sciences de la Terre et de l'Eau, Université de Montpellier II, Montpellier.
- Chahinian, N., R. Moussa, P. Andrieux, et M. Voltz.** 2005. Comparison of infiltration models to simulate flood events at the field scale. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 306, 1/4:191-214.
- Chahinian, N., R. Moussa, P. Andrieux, et M. Voltz.** 2006. Accounting for temporal variation in soil hydrological properties when simulating surface runoff on tilled plots. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 326, 1/4:135-152.
- Champeaux, C.,** 2006. Recours à l'utilisation de pesticides en grandes cultures : évolution de l'indicateur de fréquence de traitements au travers d'enquêtes "pratiques culturales" du SCEES entre 1994 et 2001. In: INRA, (Eds.), Rapport d'étude commandité par le MAP (DGFAR).
- Chaplot, V. A. M. et Le Bissonnais, Y.,** 2003. Runoff features for interrill erosion at different rainfall intensities, slope lengths, and gradients in an agricultural loessial hillslope. *Soil Science Society of America Journal*. 67 844-851.
- Chaubey, I., A.S. Cotter, T.A. Costello, et T.S. Soerens.** 2005. Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. *Hydrological Processes*, 19, 3.
- Chen, W.L., P. Hertl, S.M. Chen, et D. Tierney.** 2002. A pesticide surface water mobility index and its relationship with concentrations in agricultural drainage watersheds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 2.
- Chen, Y.D.** 2004. Watershed modelling: Where are we heading ? *Environmental Informatics Archives*, 2, 132-139.
- Chocat, B.** 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement Tec & Doc Editions. 1124 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, Sciences de l'Eau, ENGREF, Montpellier.
- Colin, F., R. Moussa et X. Louchart - submitted to Journal of Hydrology,** Sensitivity analysis of distributed physically based hydrological model to the spatial repartition of agricultural weeds control practices using numerical tracer experiment.

- Corbane**, C., P. Andrieux, M. Voltz, J. Chadoeuf, J. Albergel, J.M. Robbez-Masson, et P. Zante. 2008. Assessing the variability of soil surface characteristics in row-cropped fields: The case of Mediterranean vineyards in Southern France. *CATENA*, 72, 1:79-90.
- Cornelissen**, A. M. G., J. Van Den Berg, W. J. Koops, et U. Kaymak, 2003. Elicitation of expert knowledge for fuzzy evaluation of agricultural production systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 95, 1: 1-18.
- CORPEN**. 1996. Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Proposition pour une démarche de diagnostic., Paris. 120p.
- Cousin**, A. 2007. Techniques et coût d'élimination des pesticides dans les filières de production d'eau potable à partir des eaux de surface. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires 15-16 Novembre. Paris, AFPP - SWAP - Life.
- Coutadeur**, C., Y. Coquet, et J. Roger-Estrade. 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *European Journal of Soil Science*, 53, 4:619-628.
- Dabrowski**, J.M., A. Bollen, E.R. Bennett, et R. Schulz. 2005. Pesticide interception by emergent aquatic macrophytes: potential to mitigate spray-drift input in agricultural streams. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111, 1/4:340-348.
- Dabrowski**, J.M., S.K.C. Peall, A. Van Niekerk, A.J. Reinecke, J.A. Day, et R. Schulz. 2002. Predicting runoff-induced pesticide input in agricultural sub-catchment surface waters : linking catchment variables and contamination. *Water Research*, 36, 4975-4984.
- Dalgaard**, T., N.J. Hutchings, et J.R. Porter. 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100, 1:39-51.
- Delphin**, J.E., et J.Y. Chapot. 2006. Leaching of atrazine, metolachlor and diuron in the field in relation to their injection depth into a silt loam soil. *Chemosphere*, 64, 11:1862-1869.
- Devillers**, J., R. Farret, P. Girardin, J.-L. Rivière, et G. Soulas. 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Edition TEC &DOC ed. Lavoisier. 278p.
- Domange**, N. 2005. Etude des transferts des produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin). Thèse de doctorat, Science de la Terre et de l'Univers, Université Strasbourg I, Strasbourg.
- Domange**, N., et E. Capri. 2006. Assessment of surface water pesticide contamination: critical development of a new method for large catchment. 36ème Congrès du Groupement Français des Pesticides. Strasbourg.
- Dubus**, I. G., 2004. Méthodes probabilistes dans l'évaluation de l'exposition. In: Barriuso, E., (Eds.), Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA Editions: Paris.
- Dubus**, I.G., C.D. Brown, et S. Beulke. 2003a. Sources of uncertainty in pesticide fate modelling. *Science of the Total Environment*, 317, 1/3:53-72.
- Dubus**, I.G., C.D. Brown, et S. Beulke. 2003b. Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest Management Science*, 59, 962-982.
- Dubus**, I.G., G. Azimonti, M. Bach, E. Barriuso, G. Bidoglio, F. Bouraoui, W. Fialkiewicz, H.J. Fowler, O. Francois, A. Hojberg, J.M. Hollis, N.J. Jarvis, I. Kajewski, J. Kjaer, K. Lewis, F. Lobnik, P. Lolos, B.T. Nolan, B. Real, S. Reichenberger, F. Stenemo, M. Suhadolc, N. Surdyk, et E. Vavoulidou-Theodorou. 2007. Developing tools for pesticide risk assessment and management at three different scales in Europe: the FOOTPRINT project. XIII Symposium Pesticide Chemistry-Environment Fate and Ecological Effects. Piacenza, Italy. A. A. M. Del Re, Capri, E., Fragoulis, G., Trevisan, M., La Goliardica Pavese.966-973.
- Dufumier**, M. 1996. Les projets de développement agricole CTA-Karthala. 350 p.

- Durand, P., C. Gascuel-Oudou, et M.O. Cordier.** 2002. Parameterisation of hydrological models: a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). *Agronomie*, 22, 2.
- DuPont de Nemours.** 2005. Caractérisation des conduites de protection en viticulture et de leurs impacts sur les eaux de ruissellement sur un coteau champenois. DuPont de Nemours, Centre Européen de Recherche et Développement, Projet LIFE SWAP-CPP. 87p.
- Eduljee, G.H.** 2000. Trends in risk assessment and risk management. *The Science of The Total Environment*, 249, 1-3:13-23.
- Eng, O.K., D. Omar, et D. McAuliffe.** 1999. Improving the quality of herbicide applications to oil palm in Malaysia using the CFValve - a constant flow valve. *Crop Protection*, 18, 605-607.
- Faivre, R., D. Leenhardt, M. Voltz, M. Benoit, F. Papy, G. Dedieu, et D. Wallach.** 2004. Spatializing crop models. *Agronomie*, 24, 4:205-217.
- Fauchon, N., V. Branchereau, V. Heim, et B. Guery.** 2007. Variabilité intra et pluri-annuelle des concentrations de produits phytosanitaires dans les rivières d'Ile-de-France. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires 15-16 Novembre. Paris, AFPP - SWAP - Life.
- Flury, M.** 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *Journal of Environmental Quality*, 25, 1: 25-45.
- FOCUS.** 2001. FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. EC Document. 245p.
- Fovet, O.** 2007. Définition d'un outil consensuel pour la gestion des pollutions diffuses par les pesticides à l'échelle de petits bassins versants agricoles. Mémoire de fin d'études du diplôme Agronomie Approfondie. SUPAGRO Montpellier, Montpellier.
- Frede, H. G., P. Fischer, et M. Bach.** 1998. Reduction of herbicide contamination in flowing waters. *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde* 161 395-400.
- Gandolfi, C., et F. Savi.** 2000. A mathematical model for the coupled simulation of surface runoff and infiltration. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 75, 1:49-55.
- Gascuel-Oudou, C., et D. Heddej.** 1999. Maîtrise des transferts de surface dans le contexte armoricain. Contrat Bretagne eau pure. 61p.
- Girardin, P., C. Bockstaller, et H. Van Der Werf.** 1999. Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 13, 4:5-21.
- Girardin, P., L. Guichard, et C. Bockstaller.** 2005. Indicateurs et tableaux de bord. Guide pratique pour l'évaluation Lavoisier. 40 p.
- Girardin, P., C. Bockstaller, et A. Hubert.** 2007. Programme "Indicateur et pesticides" Phase II : Rapport intermédiaire "Validation des modules eaux de surface de quatre indicateur. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. 58p.
- Giupponi, C.** 1995. Modelling agriculture and the environment: crop production and diffuse pollution. *European Journal of Agronomy*, 4, 4.
- Gutsche, V., et D. Rossberg.** 1997. SYNOPS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 64, 181-188.
- Haberlandt, U., V. Krysanova, et A. Bardossy.** 2002. Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins Part II: regionalisation using fuzzy rule based modelling. *Ecological Modelling*, 150, 3:277-294.
- Hennebert, P.** 2006. Mesure des émissions de pesticides des parcelles et bassins versants agricoles : Manuel de méthode, Projet Life SWAP-CPP. IRH Ingénieur Conseil. 44p.

- Hennebert, P., N. Clarin, G. Pottecher, F. Foesser, et H. Groff.** 2006. Ruissellement de 42 pesticides en vigne en Champagne en 2005 et propositions d'actions agro-environnementales - Projet LIFE SWAP-CPP. 36ème Congrès du Groupe Français des Pesticides. Strasbourg.30 mai 06.
- Hennebert, P., G. Pottecher, J.L. Genet, et H. Groff.** 2007. Résultats du projet SWAP-CPP partie vigne, France. Couverture du sol et gestion des bassins d'orage réduisent les transferts de pesticides en Champagne viticole. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires 15-16 Novembre. Paris, AFPP - SWAP - Life.
- Herbst, M., B. Diekkruger, et J. Vanderborght.** 2006. Numerical experiments on the sensitivity of runoff generation to the spatial variation of soil hydraulic properties. *Journal of Hydrology*, 326, 1-4:43-58.
- Herbst, A., et H. Ganzelmeier.** 2000. Classification of sprayers according to drift risk, a German approach. *Aspects of applied biology*, 57, Pesticide application:35-40.
- Hofstetter, E.** 2008. Sensibilité d'un outil de modélisation du ruissellement et de l'érosion à la qualité des données sols. Rapport de Master 2 Géosciences, Environnement et Risques. ULP-ENGEES-UHA, Strasbourg.
- Huber, K.P., et M.R. Berthold.** 1997. Simulation data analysis using fuzzy graphs, in: Advances in intelligent data analysis, reasoning about data. Springer, Heidelberg.
- Hussain, M. M., N.R. Amanchi, V.R. Solanki, et M. Bhagavathi.** 2008. Low cost microbioassay test for assessing cytopathological and physiological responses of ciliate model Paramecium caudatum to carbofuran pesticide. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 90, 1: 66-70.
- Ifen.** 2007. Les pesticides dans les eaux : Données 2005. *Les dossiers Ifen*, 9.
- Jacod, A.** 2008. Valorisation d'un modèle numérique de terrain haute résolution pour la modélisation des transferts dans un petit bassin versant. Rapport de Master 2 mention Géosciences, Environnement, Risques. ULP-UHA-ENGEES, Strasbourg.
- James, A.L., et N.T. Roulet.** 2007. Investigating hydrologic connectivity and its association with threshold change in runoff response in a temperate forested watershed. *Hydrological Processes*, 21, 25:3391-3408.
- Jarvis, N. J.,** 2007. Dealing with uncertainty in decision-support tools for exposure assessments of pesticide leaching to groundwater. XIII Symposium Pesticide Chemistry-Environment Fate and Ecological Effects, Del Re, A. A. M., Capri, E., Fragoulis, G., Trevisan, M., (Eds.), La Goliardica Pavese. Piacenza, Italy.10-22.
- Jarvis, N., et I.G. Dubus.** 2006. State-of-the-art review on preferential flow. Report DL6 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-footprint.org] 60p.
- Javaux, M., et M. Vanclooster.** 2006. Scale-dependency of the hydraulic properties of a variably saturated heterogeneous sandy subsoil. *Journal of Hydrology*, 327, 3-4:376-388.
- Jayakrishnan, R., R. Srinivasan, C. Santhi, et J.G. Arnold.** 2005. Advances in the application of the SWAT model for water resources management. *Hydrological Processes*, 19, 3.
- Johansson, R.C., H.G. Prasanna, D.J. Mulla, et B.J. Dalzell.** 2004. Metamodelling phosphorus best management practices for policy use: a frontier approach. *Agricultural Economics*, 30, 63-74.
- Kaur, I., R.P. Mathur, et S.N. Tandon.** 1998. Degradation of some organophosphorus pesticides under different field condition. *Environmental technology*, 19, 1:97-102.
- Kerr, A.** 1990. Canada's national environmental indicator project, Ottawa.
- Klöppel, H., et W. Kördel.** 1997. Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems. *Chemosphere*, 35, 6:1271-1289.
- Klöppel, H., J. Haider, et W. Krödel.** 1994. Herbicides in surface runoff : a rainfall simulation study on small plots in the field. *Chemosphere*, 28, 4:649-662.

- Kookana**, R.S., D.L. Correll, et R.B. Miller. 2005. Pesticide impact rating index- A Pesticide Risk Indicator for water quality. *Water, Air and Soil Pollution*, 5, 45-65.
- Kovach**, J., C. Petzoldt, J. Degni, et J. Tette, 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York Food Life*. 139 1-8.
- Kreuger**, J. et L. Törnqvist, 1998. Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. *Chemosphere*. 37, 2: 189-207.
- Lacas**, J.G., M. Voltz, V. Gouy, N. Carluer, et J.J. Gril. 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *agronomy for Sustainable Development*, 25, 253-266.
- Lagacherie**, P., R. Moussa, D. Cormary, et J. Molenat. 1996. Effects of digital elevation model source of data and sampling pattern on topographical parameters and on a topography-based hydrological model. The case of Roujan catchment Hérault-France. HydroGIS'96. K. Kover et H. P. Nachtnebel (eds), IAHS Publication.
- Lagacherie**, P., O. Diot, N. Domange, V. Gouy, C. Floure, C. Kao, R. Moussa, J.M. Robbez-Masson, et V. Szleper. 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators*, 6, 2:265-279.
- Laor**, Y., P.F. Strom, et W.J. Farmer, 1996. The effect of sorption on phenanthrene bioavailability. *Journal of Biotechnology*. 51, 3: 227-234.
- Larson**, S.J., P.D. Capel, et D.A. Goolsby. 1995. Relations between pesticide use and riverine flux in the Mississippi River basin. *Chemosphere*, 31, 5:3305-3321.
- Lecomte**, V. 1999. Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant - Processus, déterminisme et modélisation spatiale. Thèse de doctorat, Science de l'eau, ENGREF, Orléans.
- Leonard**, J., et P. Andrieux. 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *CATENA*, 32, 3/4:209-223.
- Leonard**, R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters, p. 303-349 Pesticides in the soil environment, Vol. 2. Soil Science Society of America, Madison.
- Leterme**, B., M. Vanclooster, A.M.A. van der Linden, A. Tiktak, et M.D.A. Rounsevell. 2007a. The consequences of interpolating or calculating first on the simulation of pesticide leaching at the regional scale. *Geoderma*, 137, 3-4:414-425.
- Leterme**, B., M. Vanclooster, T. van der Linden, A. Tiktak, et M.D.A. Rounsevell. 2007b. Including spatial variability in Monte Carlo simulations of pesticide leaching. *Environmental Science & Technology*, 41, 21:7444-7450.
- Levitan**, L. 2000. "How to" and "why": assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protection*. 19, 8-10: 629-636.
- LISAH**. 2006. MHYDAS : Documentation Scientifique.
- Lodise**, T.P., J. Graves, A. Evans, E. Graffunder, M. Helmecke, B.M. Lomaestro, et K. Stellrecht. 2008. Relationship between vancomycin MIC and failure among patients with methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* bacteremia treated with vancomycin. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 52, 9:3315-3320.
- Louchart**, X., M. Voltz, P. Andrieux, et R. Moussa. 2001. Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a mediterranean vineyard Area. *Journal of environment quality*, 30, 3:982-991.
- Mack**, M.J. 1995. HER -Hydrologic Evaluation of Runoff: the Soil Conservation Service Curve number Technique as an interactive computer model. *Computers & Geosciences*, 21, 8:929-935.

- Maneta, M., S. Schnabel, et V. Jetten.** 2008. Continuous spatially distributed simulation of surface and subsurface hydrological processes in a small semiarid catchment. *Hydrological Processes*, 22, 13:2196-2214.
- Margni, M., D. Rossier, P. Crettaz, et O. Jolliet.** 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93, 1-3:379-392.
- Margoum, C., C. Malessard, et V. Gouy.** 2006. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere*, 63, 11:1835-1841.
- Maud, J., G. EdwardsJones et F. Quin,** 2001. Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 86(1) 59-73.
- Maund, S.J., M.J. Hamer, M.C.G. Lane, E. Farrelly, J.H. Rapley, U.M. Goggin, et W.E. Gentle.** 2002. Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1:9-15.
- Meli, S.M., A. Renda, et E. Capri.** 2003. Studies on pesticide spray drift in a Mediterranean citrus area. *Agronomie*, 23, 667-672.
- Menchai, P., L. Van Zwieten, S. Kimber, N. Ahmad, P.S.C. Rao, et G. Hose.** 2008. Bioavailable DDT residues in sediments: Laboratory assessment of ageing effects using semi-permeable membrane devices. *Environmental Pollution*, 153, 1:110-118.
- Merkuryeva, G.** 2004. Metamodelling for simulation applications in production and logistics. in: Sim-Serv Workshop : Roadmap of simulation in manufacturing and logistics.1-6.
- Merz, B., et A. Bárdossy.** 1998. Effects of spatial variability on the rainfall runoff process in a small loess catchment. *Journal of Hydrology*, 212-213, 304-317.
- Meynard, J.M., M. Cerf, L. Guichard, M.H. Jeuffroy, et D. Makowski.** 2002. Which decision support tool for the environmental management of nitrogen? *Agronomie*, 22, 7-8:817-829.
- Mitchell, G., A. May, et A. McDonald.** 1995. PICABUE : a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development of World Ecology*, 2, 104-123.
- Moore, M.T., E.R. Bennett, C.M. Cooper, S. Smith, Jr., F.D. Shields, Jr., C.D. Milam, et J.L. Farris.** 2001. Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalothrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87, 3:309-314.
- Moore, M. T., D.B. Huggett, W.B. Gillespie, J.H. Rodgers, et C. M. Copper,** 1998. Comparative toxicity of chlordane, chlorpyrifos, and aldicarb to four aquatic testing organisms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 34, 2: 152-157.
- Moussa, R.** 1997. Geomorphological transfer function calculated from digital elevation models for distributed hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 11, 5.
- Moussa, R., M. Voltz, et P. Andrieux.** 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16, 2:393-412.
- Moussa, R., N. Chahinian, et C. Bocquillon.** 2007. Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment - Model construction and multi-site validation. *Journal of Hydrology*, 337, 1-2:35-51.
- Ndiaye, B., J. Molenat, V. Hallaire, C. Gascuel, et Y. Hamon.** 2007. Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France). *Soil and Tillage Research*, 93, 2:251-263.
- Norkevicius, G., et G. Raskinis.** 2008. Modeling phone duration of Lithuanian by classification and regression trees, using very large speech corpus. *Informatica*, 19, 2:271-284.

- OCDE.** 2000a. Indicateurs environnementaux pour l'agriculture. OCDE.
- OCDE.** 2000b. Rapport du groupe d'experts de l'OCDE sur les indicateurs de risques pour le milieu aquatique liés aux pesticides. OCDE. 69p.
- Olvera-Hernandez, E., L. Martinez-Tabche, et F. Martinez-Jeronimo.** 2004. Bioavailability and effects of malathion in artificial sediments on *Simocephalus vetulus* (Cladocera: Daphniidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, 1:197-204.
- Owen, R., L. Buxton, S. Sarkis, M. Toasperm, A. Knap, et M. Depledge.** 2002. An evaluation of hemolymph cholinesterase activities in the tropical scallop, *Euvola* (Pecten) *ziczac*, for the rapid assessment of pesticide exposure. *Marine Pollution Bulletin*. 44, 10: 1010-1017.
- Patty, L., B. Réal, et J.J. Gril.** 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science*, 49, 243-251.
- Payraudeau, S., et C. Grégoire.** 2006. Analyse multicritère des modèles de transfert de pesticides à l'échelle de l'hydrosystème. 36ème Congrès du GFP. 29-31 mai 2006. Strasbourg.
- Phillis, Y. A. et L.A. Andriantiatsaholiniaina.** 2001. Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecological Economics*. 37, 435-456.
- Pineros Garcet, J.D.M., A. Ordonez, J. Roosen, et M. Vanclooster.** 2006. Metamodelling: Theory, concepts and application to nitrate leaching modelling. *Ecological Modelling*, 193, 3-4:629-644.
- Provost, D., A. Gruber, P. Lebailly, A. Jaffre, V. Loyant, H. Loiseau, A. Vital, P. Brochard, et I. Baldi.** 2007. Brain tumors and exposure to pesticides: a case-control study in southwestern France. *Occupational and Environmental Medicine*, 64, 509-514.
- Purtauf, T., C. Thies, K. Ekschmitt, V. Wolters, et J. Dauber.** 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, 5, 4:295-304.
- Quinlan, J.R.** 1996. Improved use of continuous attributes in C4.5. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 4, 77-90.
- Raat, K. J., J.A. Vrugt, W. Bouten, et A. Tietema.** 2004. Towards reduced uncertainty in catchment nitrogen modelling: quantifying the effect of field observation uncertainty on model calibration. *Hydrology and Earth System Sciences*. 8, 4: 751-763.
- Réal, B., A. Dutertre, et J.P. Gillet.** 2002. Drainage, ruissellement : transferts de produits phytosanitaires, Expérimentation sur sept campagnes. *Perspectives agricoles*, 277, 22-27.
- Réal, B., B. Guerre, J.P. Wathy, et O. François.** 2007. Des outils de diagnostic des pollutions diffuses complémentaires de la démarche CORPEN. *Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires* 15-16 Novembre. Paris, AFPP - SWAP - Life.
- Réal, B., M. Fagot, J.-J. Gril, C. Guyot, et B. Ambolet.** 1999. Pollution diffuse par les produits phytosanitaires : la démarche de diagnostic des risques. *Perspectives agricoles*, 250, 72-77.
- Réal, B., J. Labreuche, et D. Heddaj.** 2005. L'impact du travail du sol sur les transferts de produits phytosanitaires. *Perspectives agricoles*, 309, 24-28.
- Reichenberger, S., M. Bach, A. Skitschak, et H.-G. Frede.** 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 384, 1-3:1-35.
- Reus, J., P. Leenderste, C. Bockstaller, V. Gutsche, K. Lewis, C. Nilsson, L. Pussemier, M. Trevisan, H. Van Der Werf, F. Alfarroba, S. Blumel, J. Isart, D. McGrath, et T. Seppala.** 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90, 177-187.

- Riley, J.** 2001. Multidisciplinary indicators of impact and change: Key issues for identification and summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87, 2:245-259.
- Rivington, M., K.B. Matthews, G. Bellocchi, et K. Buchan.** 2006. Evaluating uncertainty introduced to process-based simulation model estimates by alternative sources of meteorological data. *Agricultural Systems*, 88, 2-3:451-471.
- Rouhani, H., P. Willems, G. Wyseure, et J. Feyen.** 2007. Parameter estimation in semi-distributed hydrological catchment modelling using a multi-criteria objective function. *Hydrological Processes*, 21, 22:2998-3008.
- Sanchez-Bayo, F., S. Baskaran, et I.R. Kennedy.** 2002. Ecological relative risk (EcoRR) another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. *Crop Protection*. 91, 1-3: 37-57.
- Schiavon, M.** 1988. Studies of the movement and the formation of bound residues of atrazine, of its chlorinated derivatives, and of hydroxyatrazine in soil using ¹⁴C ring-labelled compounds under outdoor conditions. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 15, 55-61.
- Shahani, A.K., S.A. Ridley, et M.S. Nielsen.** 2008. Modelling patient flows as an aid to decision making for critical care capacities and organisation. *Anaesthesia*, 63, 10:1074-1080.
- Shan, Y., D. Paull, et R.I. McKay.** 2006. Machine learning of poorly predictable ecological data. *Ecological Modelling*, 195, 1-2:129-138.
- ShaoNan, L., M. Staelher, et W. Pestemer.** 2004. Influence of sediment on bioavailability of herbicides on algae. *China environmental Science*, 24, 4:433-436.
- Singh, P. et R.L. Jones.** 2002. Comparison of Pesticide Root Zone Model 3.12: Runoff prediction with field data. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21, 8: 1545-1551.
- Skark, C., N. Zullei-Seibert, U. Willme, U. Gatzemann, et C. Schlett.** 2004. Contribution of non-agricultural pesticides to pesticide load in surface water. *Pest Management Science*, 60, 6:525-530.
- Southcombe, E.S.E., P.C.H. Miller, H. Ganzelmeier, J.C. Van Der Zande, A. Miralles, et A.J. Hewitt.** 1997. The international (BCPC) spray classification system including a drift potential factor. Brighton crop protection conference, 17-20 novembre. Brighton, British crop protection council.
- Southwick, L.M., G.H. Willis, J.L. Fouss, J.S. Rogers, et C.E. Carter.** 1997. Effect of sediment on runoff losses of pesticides of low water solubility. *Paper - American Society of Agricultural Engineers*, 972204:17.
- Stein, A., J. Riley, et N. Halberg.** 2001. Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87, 2:215-232.
- Stenemo, F., et N. Jarvis.** 2007. Accounting for uncertainty in pedotransfer functions in vulnerability assessments of pesticide leaching to groundwater. *Pest Management Science*, 63, 9:867-875.
- Tarboton, D.G.** 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, 33, 2:309-319.
- Thiollet - Scholtus, M.** 2004. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Thèse de doctorat, Sciences agronomiques, INPL, Nancy.
- Tiktak, A.** 2007. Modelling pesticide leaching at the European and Member-State level. *International Summer School Pesticides-Environment 2007*. Metaponto, Matera - Italy. S. A. Bufo, et al., GRIFA.
- Tixier, P., E. Malezieux, M. Dorel, C. Bockstaller et P. Girardin.** 2007. Rpest--An indicator linked to a crop model to assess the dynamics of the risk of pesticide water pollution: Application to banana-based cropping systems. *European Journal of Agronomy*. 26, 2: 71-81.

- Tortrat**, F. 2005. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Thèse de doctorat, Sciences de l'environnement, ENSAR, Rennes.
- Tortrat**, F., P. Arousseau, H. Squidant, C. Gascuel-Oudou, et M.O. Cordier. 2003. Modèle numérique d'altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leur surface contributive. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 4, 128-136.
- Touma**, J., M. Voltz, et J. Albergel. 2007. Determining soil saturated hydraulic conductivity and sorptivity from single ring infiltration tests. *European Journal of Soil Science*, 58, 1:229-238.
- Tremblay**, M., et D. Wallach. 2004. Comparison of parameter estimation methods for crop models. *Agronomie*, 24, 6/7:351-365.
- Trepos**, R. 2008. Apprentissage symbolique à partir de données issues de simulation pour l'aide à la décision. Gestion d'un bassin versant pour une meilleure qualité de l'eau. Thèse de doctorat, Informatique, Université de Rennes 1, Rennes.
- Trevisan**, M., G. Errera, E. Capri, L. Padovani, et A.A.M. Del Re. 1999. Environmental potential risk indicator for pesticides, p. 141-148 in: Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER project. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht.
- Turnhout**, E., M. Hisschemoller, et H. Eijsackers. 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7, 2:215-228.
- USEPA**. 1996. Part 5. Chemical specific parameter. In : *Soil screening guidance: Technical background document. Second Edition*. Environmental Protection Agency, Washington, United State. 28p.
- USEPA**. 1998. US Environmental Protection Agency. Guideline for Ecological Risk Assessment, Washington DC.
- Vaillant**, M., J. Jouany, et J. Devillers. 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modeling*, 1, 1:57-72.
- Van Cauwenbergh**, N., D. Pinte, A. Tilmant, I. Frances, A. Pulido-Bosch, et M. Vanclooster. 2008. Multi-objective, multiple participant decision support for water management in the Andarax catchment, Almeria. *Environmental Geology*, 54, 3:479-489.
- Van Der Werf**, H.. 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 60 : 81-96.
- Van Der Werf**, H. et J. Petit. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 93, 1/3: 131-145.
- Van Der Werf**, H., et C. Zimmer. 1998. An Indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, 36, 10:2225-2249.
- Vereecken**, H., R. Kasteel, J. Vanderborght, et T. Harter. 2007. Upscaling hydraulic properties and soil water flow processes in heterogeneous soils: a review. *Vadose Zone Journal*, 6, 1:1-28.
- Wagner**, B., V.R. Tarnawski, V. Hennings, U. Müller, G. Wessolek, et R. Plagge. 2001. Evaluation of pedo-transfer functions for unsaturated soil hydraulic conductivity using an independent data set. *Geoderma*, 102, 3-4:275-297.
- Wallach**, D., B. Goffinet, et M. Tremblay. 2002a. Parameter estimation in crop models: exploring the possibility of estimating linear combinations of parameters. *Agronomie*, 22, 2:171-178.
- Wallach**, D., B. Goffinet, J.E. Bergez, P. Debaeke, D. Leenhardt, et J.N. Aubertot. 2002b. The effect of parameter uncertainty on a model with adjusted parameters. *Agronomie*, 22, 2:159-170.

- Walter**, M.F., T.S. Steenhuis, et D.A. Haith. 1979. Nonpoint source pollution control by soil and water conservation practices. *Transactions of the ASAE*, 22, 4:834-840.
- Walter**, U., Frost, M. et Pestemer, W., 1999. The fuzzy way of assessing pesticide volatility. In: DelRe, A. A. M., Brown, C., Capri, E., Errera, G., Evans, S. P. et Trevisan, M., (Eds.), *Human and environmental exposure to xenobiotics*.
- Wassenaar**, T., P. Andrieux, F. Baret, et J.M. Robbez-Masson. 2005. Soil surface infiltration capacity classification based on the bi-directional reflectance distribution function sampled by aerial photographs. The case of vineyards in a Mediterranean area. *CATENA*, 62, 2/3:94-110.
- Wauchope**, R.D. 1978. The Pesticide content of surface water draining from agricultural field - a review. *Journal of environment quality*, 7, 4:459-471.
- Wauchope**, R.D. 2005. Pesticides and watershed-scale modeling: Solutions for water quality management. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53, 22:8834-8834.
- Wauchope**, R.D., S. Yeh, J.B.H.J. Linders, R. Kloskowski, K. Tanaka, B. Rubin, A. Katayama, W. Kördel, Z. Grestl, M. Lane, et J.B. Unsworth. 2002. Pesticide soil sorption parameters : theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest Management Science*, 58, 419-445.
- Witten**, I.H., et E. Frank. 2005. *Data Mining: Practical machine learning tools and techniques with java implementations*.
- Wösten**, J.H.M., A. Lilly, A. Nemes, et C. Le Bas. 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90, 3-4:169-185.
- Zadeh**, L.A. 1978. Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, 1, 1:3-28.
- Zehe**, E., R. Becker, A. Bardossy et E. Plate, 2005. Uncertainty of simulated catchment runoff response in the presence of threshold processes: role of initial soil moisture and precipitation. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*. 315, 1/4: 183-202.

Annexes

Annexe 1 :

Protocoles expérimentaux pour la
production de données de validation et
résultats

Protocole expérimental : Wintzenheim 2006

Présentation de la parcelle :

La parcelle de Wintzenheim appartient au domaine expérimental de l'INRA de Colmar. Elle est plantée en vigne. Sa pente est d'environ 3% et le sol est de type argilo-limoneux. La zone expérimentale concerne 14 rangs de vigne et 13 inter-rangs dont 4 équipés pour récolter les eaux de ruissellement.

Aménagement de la parcelle :

Le dispositif de récolte des eaux de ruissellement se présente de la manière suivante : une zone de 15m² (10m de long et 1,5m de large) hydriquement isolée équipée d'une rigole en bas de pente. Les eaux de ruissellement sont récupérées dans des cuves en inox se situant dans un abri sous la parcelle prévu pour la récupération des échantillons.

Une station météorologique est située sur la parcelle et nous donne des informations avec un pas de temps de 24h.

Objectif :

Récolter les eaux de ruissellement et en analyser la teneur en herbicides afin de créer un jeu de données pour la validation des indicateurs agri-environnementaux, notamment l'indicateur « ESU » (exposition de eaux de surface aux pertes de produits phytosanitaires par ruissellement à l'échelle de la parcelle).

Protocole :

Tonte :

La végétation présente sur les placettes sera tondu avant le traitement afin de minimiser l'effet « interception par la couverture du sol » de l'herbicide.

Traitements :

Des traitements herbicides seront effectués sur les quatre placettes de la manière suivante :

4 molécules à dose constante (1000g/ha) :

Aminotriazole – Carbétamide – Napropamide et Oryzalin

2 molécules à doses variables (250 – 500 – 750 et 1000 g/ha) :

Aclonifen et Haloxyfop

Substance active	DT50	intervalle (jours)	indice dispo sans Koc	Koc	ESU	dose g/ha	surface max à traiter m²	dose totale en g pour 2 traitements	spécialité commerciale	teneur en SA (g/l)	dose conseillée (g/ha)	quantité de produit nécessaire (ml)
Adonifen	118	3	39	5400	8.78	1000	60	12	challenge 600	600	2700	20.00
Aminotriazole	15	3	5	91	7	1000	60	12	Dazide	240	3000	50.00
Carbétamide	22	3	7	88	6.88	1000	60	12	Legume	300	3000	40.00
Haloxifop	60	3	20	46	5.7	1000	60	12	Eloge	104	312	115.38
Napropamide	48	3	16	462	6.14	1000	60	12	Devind	450	1260	26.67
Oryzalin	60	3	20	1000	6.7	1000	60	12	surflan	480	3800	25.00

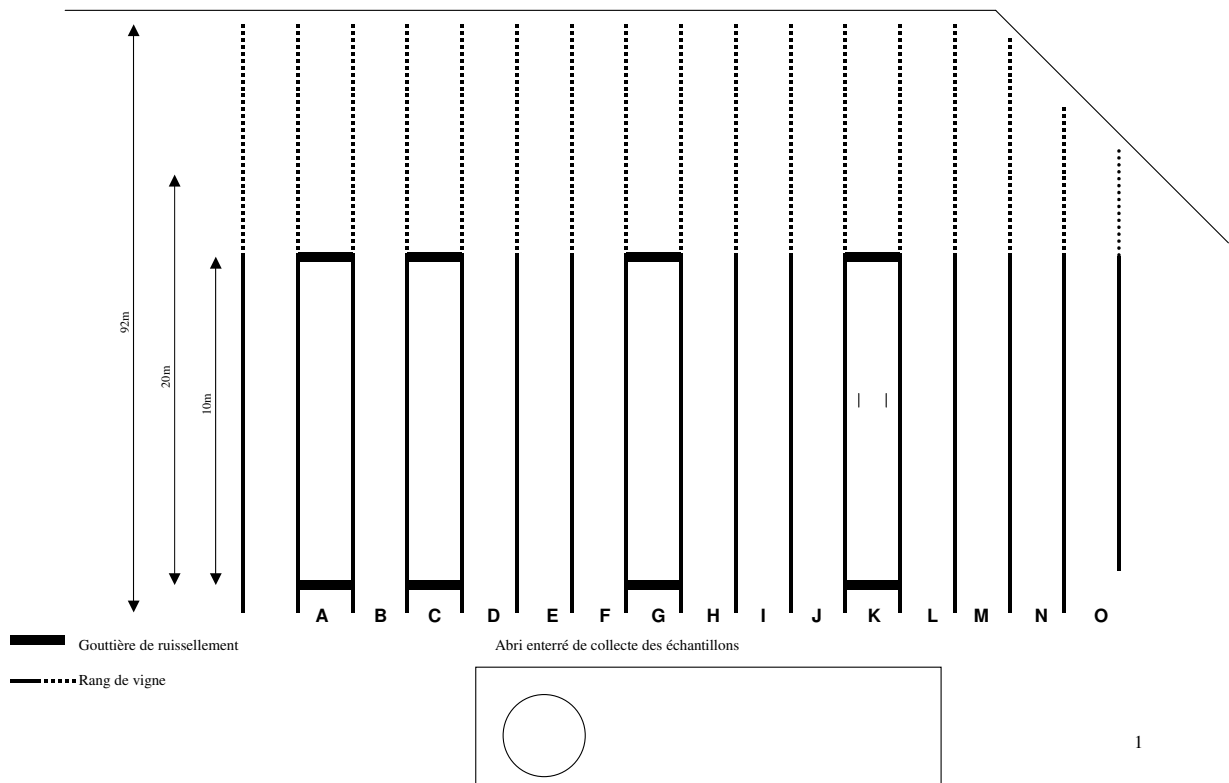
Les traitements seront effectués manuellement de manière à avoir une dose et une répartition homogène du produit sur la placette.

Les matières actives ont été choisies en fonction de leurs propriétés (DT50 et Koc) afin d'obtenir une gamme de variation de notes de l'indicateur à valider maximum.

Les molécules dont la dose varie ont été choisies pour leur résultat extrême concernant l'indicateur ESU. Nous pourrions ainsi vérifier l'effet dose sur les pertes de pesticides par ruissellement.

Plan de traitement :

Wintzenheim : Parcelles d'essais pour l'équipe Agriculture Durable



Molécule / Interrang	Dose g/ha			
	A	C	G	K
Aclonifen	250	500	750	1000
Aminotriazole	1000	1000	1000	1000
Carbétamide	1000	1000	1000	1000
Haloxypop	1000	750	500	250
Napropamide	1000	1000	1000	1000
Oryzalin	1000	1000	1000	1000

Excepté pour l'haloxypop, les doses d'applications sont toutes inférieures à celles conseillées. Le fait de tester « l'effet dose » avec l'haloxypop va donc également permettre de limiter les quantités appliquées de cette molécule.

Récolte des échantillons :

Les eaux de ruissellement seront récoltées après chaque événement pluvieux et analysées par un organisme agréé. Les analyses d'eau ont lieu au laboratoire IRH Environnement, laboratoire agréé par les ministères de l'Ecologie et du Développement Durable, de l'Emploi et de la Solidarité, et de la Santé, accrédité par la COFRAC (COMité FRANçais d'Accréditation), ISO/CEI 17025 v2005, et bénéficiant de la certification ISO 9001:2000 (de la Lloyd's Register Quality Assurance).

Protocole expérimental : Baslieux-sous-Châtillon (Champagne) 2005 -2006

L'expérimentation a été menée par le groupe IRH dans le cadre du projet Life, SWAP-CPP (Hennebert et al., 2006). Une description complète des protocoles et résultats est disponible dans les actes du colloque SWAP-CPP (Hennebert et al., 2007).

Les données à l'échelle du bassin versant ont servi à la validation de l'indicateur bassin versant.

Les données utilisées pour la validation de l'indicateur parcellaire sont celles récoltées à l'échelle de la placette (voir carte).

Situation géographique et caractéristiques pédoclimatiques

Bassin versant entièrement viticole d'environ 23 ha situé sur la commune de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) dans les coteaux de la montagne de Reims (25 km au sud de Reims), drainant vers le Ru de Belval (affluent de la Marne). Le climat y est de type océanique de transition et la pluviométrie annuelle moyenne calculée entre 1994 et 2004 est d'environ 700 mm.

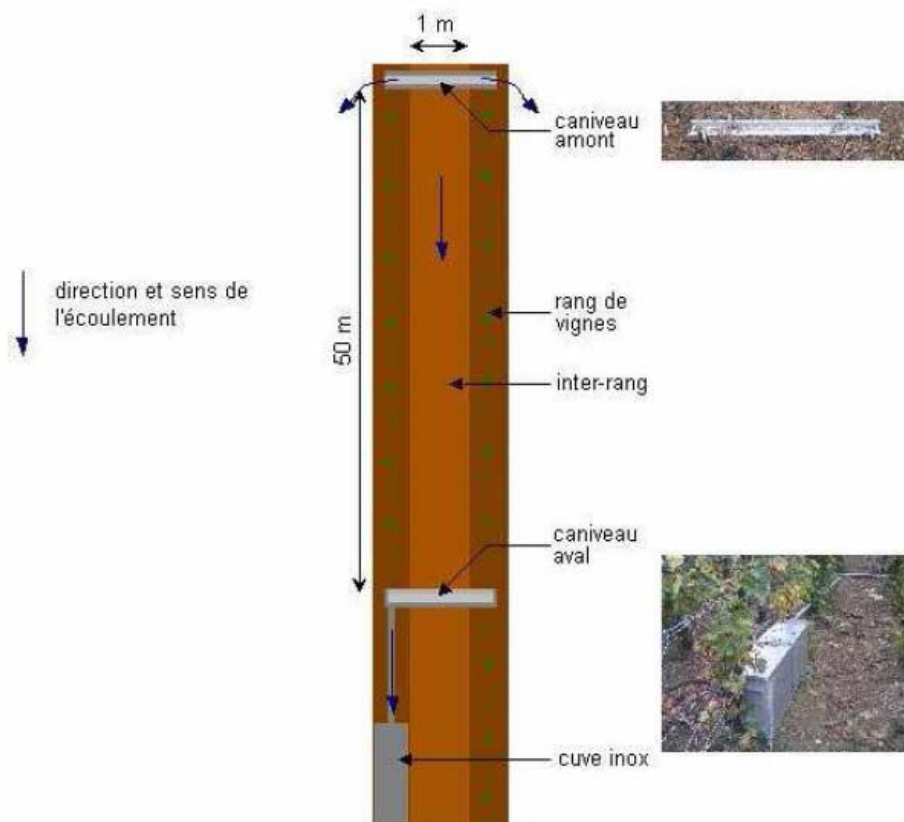
A une altitude comprise entre 130 et 250 m, le bassin comprend 204 parcelles pour une pente moyenne de 17 %. Les sols dont la profondeur moyenne varie entre 30 et 60 cm sont de type bruns calcaires à texture variable. La teneur moyenne en carbone organique est de 28 g C/kg de matière sèche.

Matériel de mesure

Le suivi est réalisé par l'IRH Environnement dans le cadre du projet LIFE-SWAP-CPP (nov. 2004 à oct. 2007).

En parallèle à un suivi du bassin versant, un suivi de 15 placettes de ruissellement de 50 m² réparties sur le bassin est réalisé. Des échantillons d'eau ont été prélevés et analysés à chaque fois que les volumes le permettaient.

Le dispositif de récolte du ruissellement est présenté par la figure A1.1. :



Dispositif d'une placette (échelle non respectée)

figure A1.1, d'après Hennebert et al. 2007

Le dispositif est constitué :

- d'un caniveau en amont de la placette
- de la placette de 50m de long
- d'un caniveau aval
- d'un cuve de collecte

Tout le matériel est en acier galvanisé afin d'éviter toute interaction avec les pesticides présents dans le ruissellement (Hennebert, 2006).

Les analyses d'eau ont lieu au laboratoire IRH Environnement de Nancy, laboratoire agréé par les ministères de l'Ecologie et du Développement Durable, de l'Emploi et de la Solidarité, et de la Santé, accrédité par la COFRAC (COMité FRançais d'Accréditation), ISO/CEI 17025 v2005, et bénéficiant de la certification ISO 9001:2000 (de la Lloyd's Register Quality Assurance).

Données disponibles

L'inventaire des parcelles et des pratiques culturales et phytosanitaires a eu lieu en 2005 pour les 15 placettes de ruissellement.

Carte des couvertures 2005, placettes et préleveurs

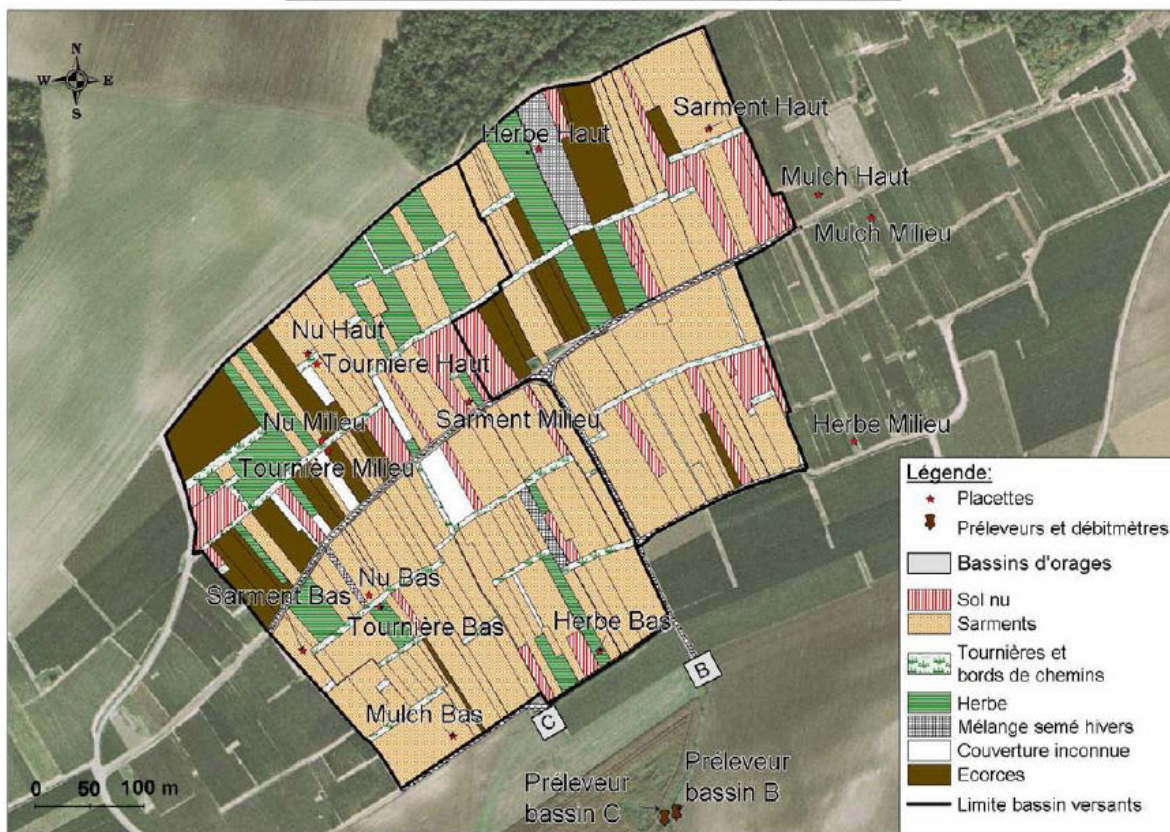


figure A1.2. : Bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon

Bibliographie

Hennebert, P. 2006. Mesure des émissions de pesticides des parcelles et bassins versants agricoles : Manuel de méthode, Projet Life SWAP-CPP. IRH Ingénieur Conseil. 44p.

Hennebert, P., G. Pottecher, J.L. Genet, et H. Groff. 2007. Résultats du projet SWAP-CPP partie vigne, France. Couverture du sol et gestion des bassins d'orage réduisent les transferts de pesticides en Champagne viticole. *Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires* 15-16 Novembre. Paris, AFPP - SWAP - Life.

Hennebert, P., N. Clarin, G. Pottecher, F. Foesser, et H. Groff. 2006. Ruissellement de 42 pesticides en vigne en Champagne en 2005 et propositions d'actions agro-environnementales - Projet LIFE SWAP-CPP. *XXXVIème Congrès du Groupe Français des Pesticides*, 30 mai 06. Strasbourg.

Annexe 2 :

Présentation détaillée des résultats des simulations effectuées avec le modèle MHYDAS pour la construction de l'indicateur de connectivité

Présentation des résultats détaillés des simulations

Tableau A2.1. : Caractéristiques des distributions de Rps pour la zone hydrologique 1

Scénario (niveau de risque / θ_i)	Valeur minimum	Valeur maximum	Moyenne	Médiane	Ecart-type
1 / 0.2	0.266	100	73.009	98.90	33.62
1 / 0.28	0.162	100	64.995	78.85	36.41
1 / 0.36	0.080	100	56.202	53.20	38.56
2 / 0.2	0.176	100	65.060	76.55	36.32
2 / 0.28	0.116	100	58.862	59.70	37.82
2 / 0.36	0.062	100	52.035	43.20	39.12
3 / 0.2	0.106	100	55.809	51.95	38.22
3 / 0.28	0.075	100	51.555	41.85	38.90
3 / 0.36	0.043	100	46.799	31.80	39.61

Tableau A2.2. : Caractéristiques des distributions de Rps pour la zone hydrologique 2 :

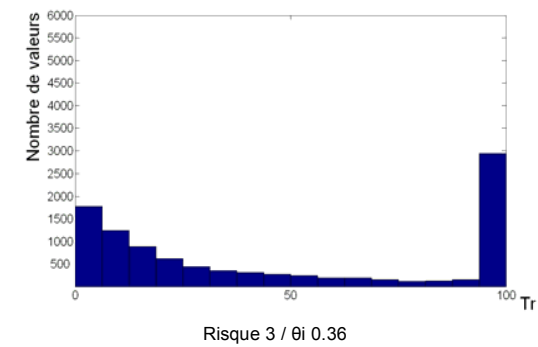
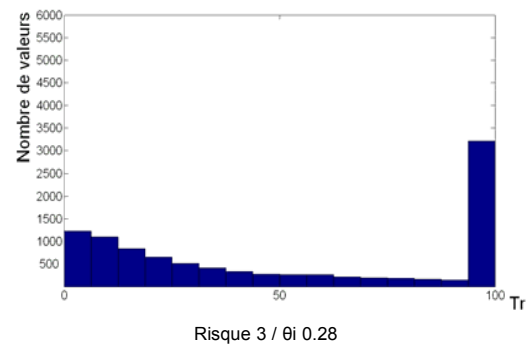
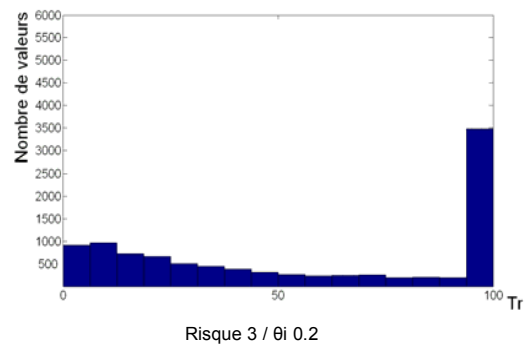
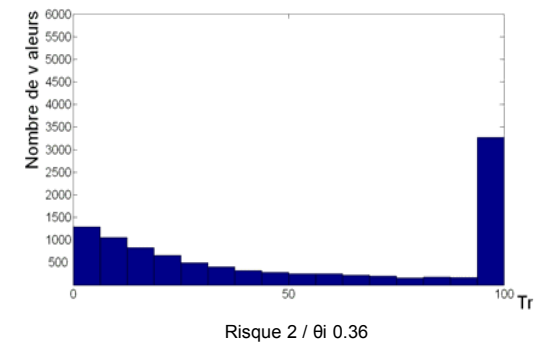
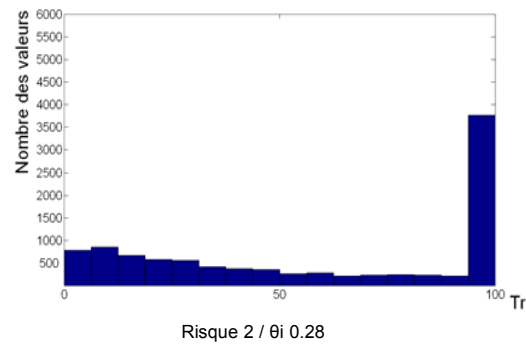
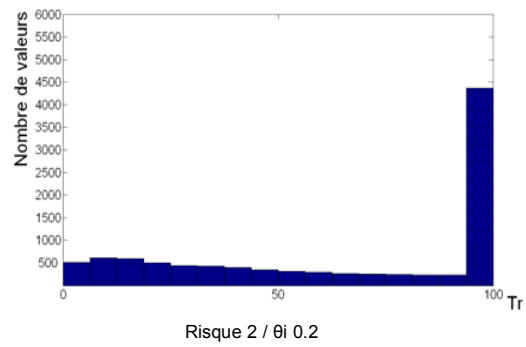
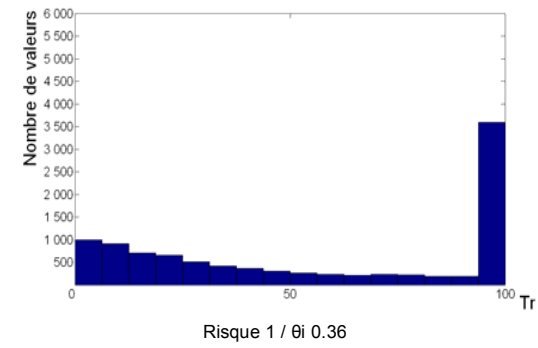
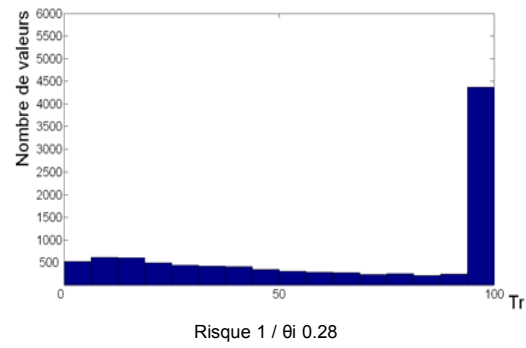
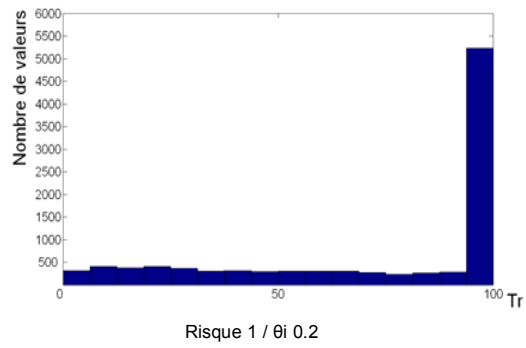
Scénario (niveau de risque / θ_i)	Valeur minimum	Valeur maximum	Moyenne	Médiane	Ecart-type
1 / 0.2	0.194	100	67.032	82.4	35.75
1 / 0.28	0.126	100	60.411	64.0	37.52
1 / 0.36	0.066	100	53.091	45.7	38.99
2 / 0.2	0.125	100	58.760	59.3	37.74
2 / 0.28	0.087	100	53.940	47.3	38.61
2 / 0.36	0.049	100	48.512	35.4	39.46
3 / 0.2	0.082	100	51.536	41.6	38.80
3 / 0.28	0.060	100	48.053	34.4	39.28
3 / 0.36	0.035	100	44.154	26.6	39.80

Tableau A2.3. : Caractéristiques des distributions de Rps pour la zone hydrologique 3 :

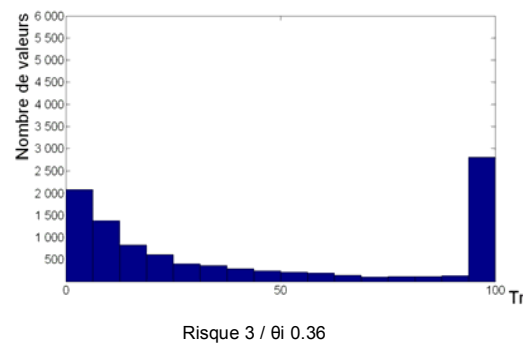
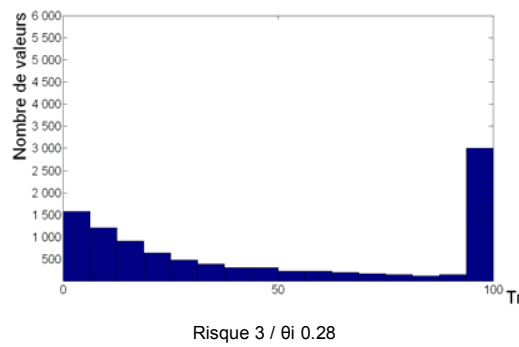
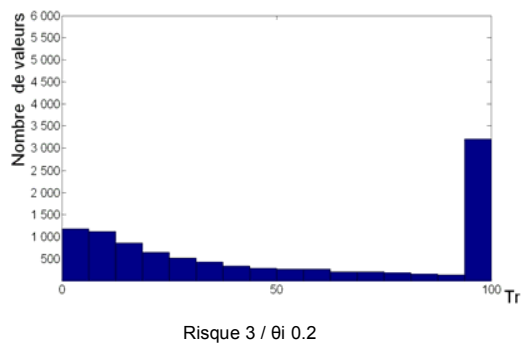
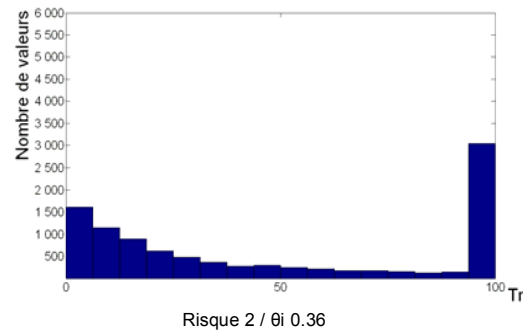
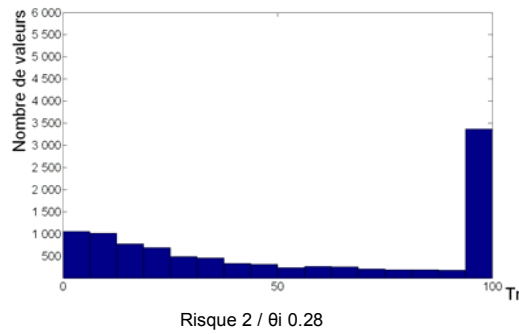
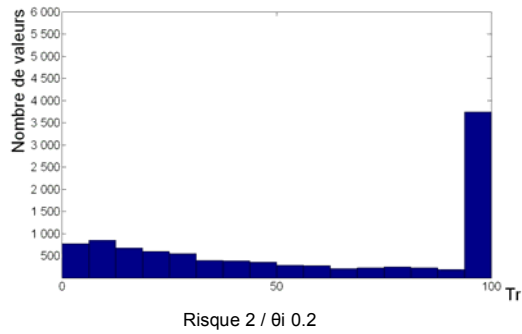
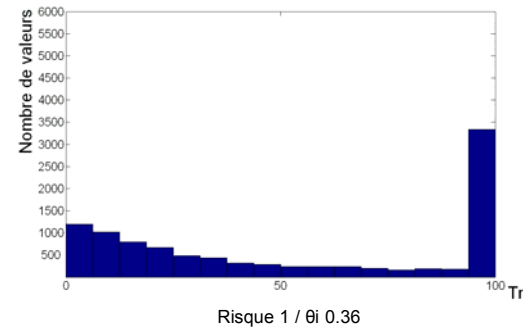
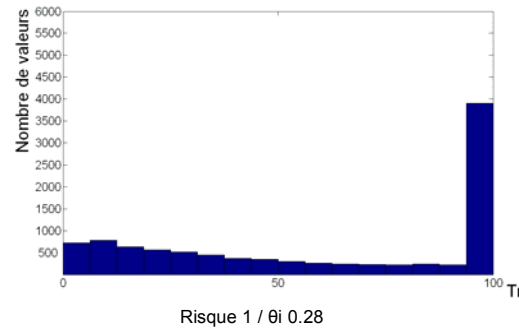
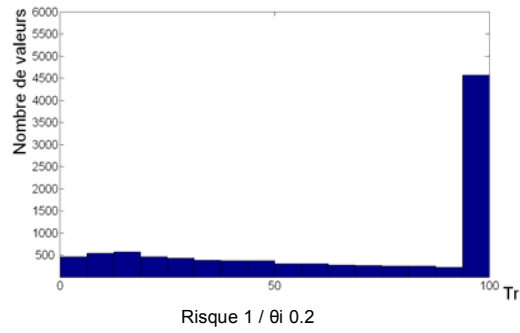
Scénario (niveau de risque / θ_i)	Valeur minimum	Valeur maximum	Moyenne	Médiane	Ecart-type
1 / 0.2	0.109	100	56.212	52.95	38.16
1 / 0.28	0.077	100	51.884	42.60	38.86
1 / 0.36	0.044	100	47.045	32.30	39.60
2 / 0.2	0.085	100	52.127	43.00	38.72
2 / 0.28	0.062	100	48.529	35.40	39.22
2 / 0.36	0.036	100	44.526	27.30	39.80
3 / 0.2	0.063	100	47.364	32.90	39.25
3 / 0.28	0.047	100	44.636	27.60	39.56
3 / 0.36	0.028	100	41.511	21.90	39.95

Les résultats des simulations sont conformes aux hypothèses de départ à savoir que plus le sol est humide plus Rp est faible et plus le risque est élevé (intensité pluvieuse plus importante), plus le Rp est faible. Plus l'intensité pluvieuse est importante, plus les Rp sont faibles.

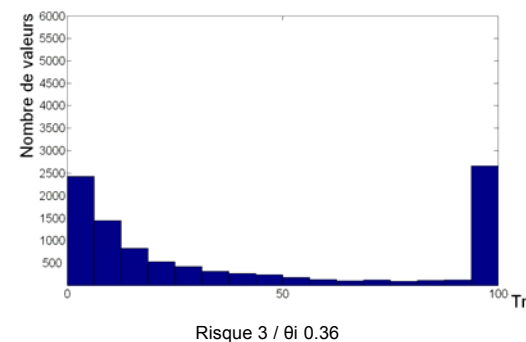
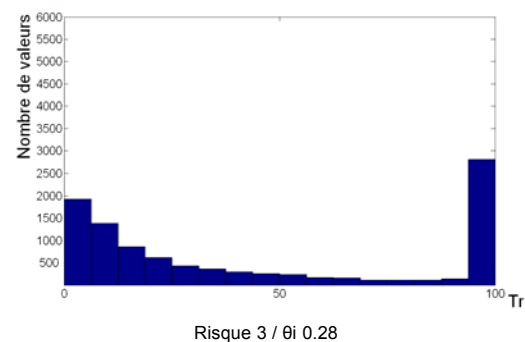
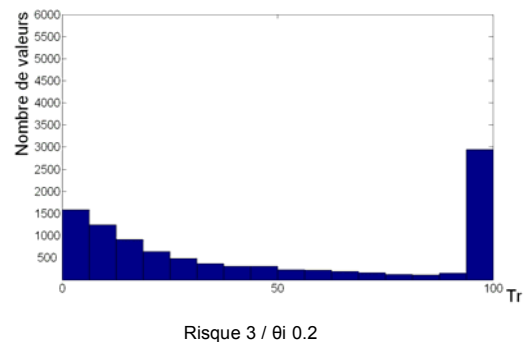
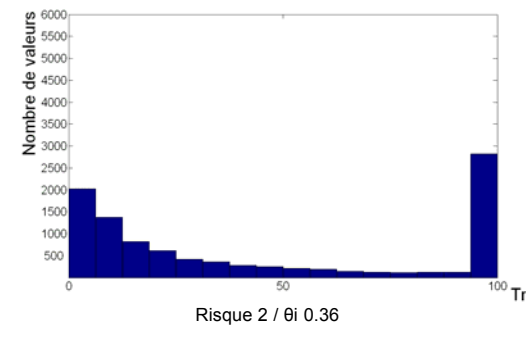
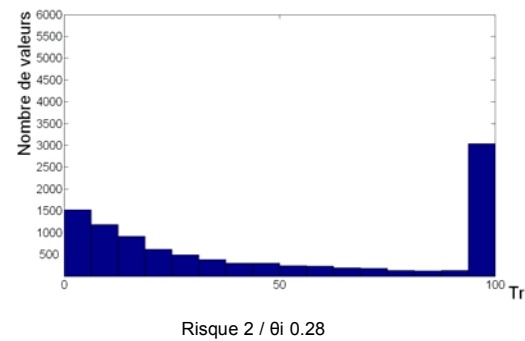
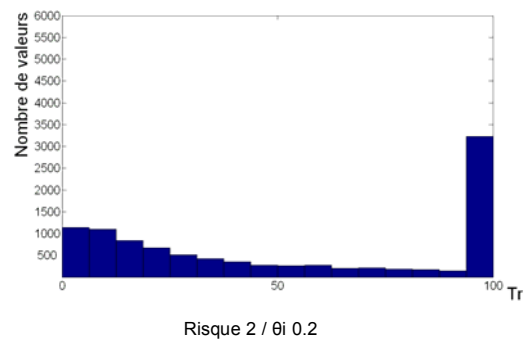
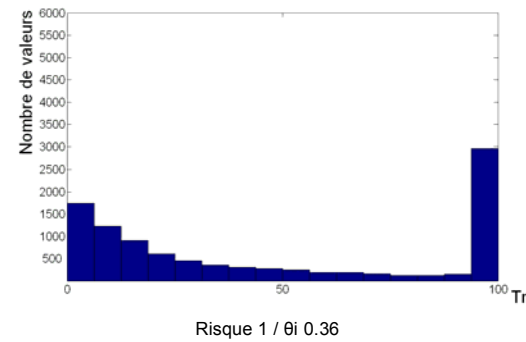
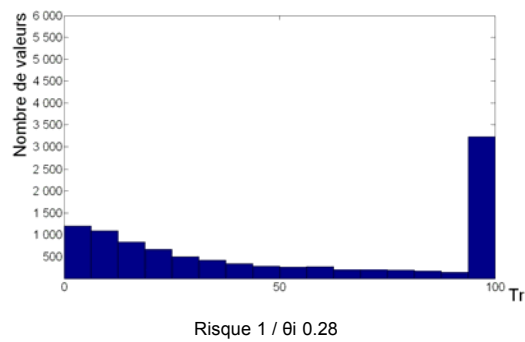
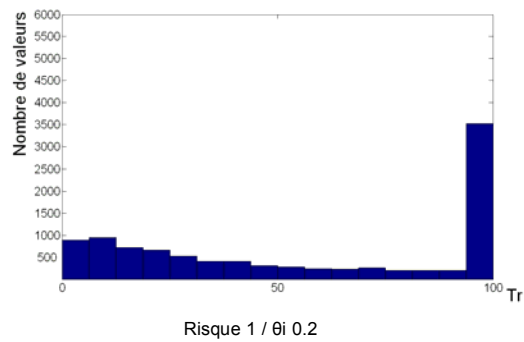
Distributions des Rps simulés pour les trois zones hydrologiques :



Distribution des Rps pour la zone hydrologique 1



Distribution des Rps pour la zone hydrologique 2



Distribution des Rps pour la zone hydrologique 3

Annexe 3 :

Essais d'interprétation des arbres de régression de la zone hydrologique 1

Annexe 3 : Essais d'interprétation des arbres de régression de la zone hydrologique 1

L'objectif est de trouver, pour les différents scénarii, des valeurs seuils de variables qui permettraient d'expliquer en partie le comportement des arbres de régression.

Afin de déterminer ces seuils, nous avons étudié les rapports entre les limites supérieures des classes définies par les arbres de régression et le R_p associé à ces dernières. Nous cherchons des limites supérieures redondantes dans l'arbre de régression correspondant également à un changement de comportement du R_p associé. Ceci est effectué par observation graphique ainsi que par étude directe des arbres. Dans un deuxième temps, nous allons comparer les moyennes des valeurs de conclusion (R_p) pour les règles dont les variables sont inférieures et supérieures aux seuils déterminés. Une différence des moyennes nous informe sur les valeurs impactantes de la variable étudiée. Dans un objectif d'aide à la décision, ces informations seront utiles à l'utilisateur pour déterminer les scénarii à simuler ou identifier directement les situations à risque.

Observations par variable :

L'observation des graphiques représentant le R_p en fonction des limites supérieures des classes de l'arbre de régression pour différentes variables (la conductivité hydraulique à saturation de la parcelle aval, K_s , la surface la parcelle amont, S_1 , la surface de la parcelle aval, S_2 et le rapports des pentes des parcelles amont et aval, P) nous conduit aux conclusions suivantes :

1. Surface de la parcelle aval (S_2) :

Concernant la surface de la parcelle aval (S_2), les seuils détectés varient pour les différents arbres de régression de la zone 1. En effet, les limites supérieures de classes sont plus dispersées lorsque le ruissellement augmente (risque et T_i augmentent). Plus le ruissellement est important, plus les variations de S_2 ont un impact sur R_p . Plus précisément, on notera la présence d'un seuil autour de 2ha en dessous duquel les variations de S_2 ont un fort impact sur R_p et au dessus duquel R_p est peu variable et plus élevé. Plus le ruissellement total augmente, plus R_p varie lorsque S_2 est grand ($> 2ha$). Cependant, pour toutes les situations, si S_2 est supérieure à 4ha, le R_p est toujours maximum.

Le détail des seuils et des valeurs de R_p correspondantes est donné dans le tableau A3.1.

2. K_s de la parcelle aval :

Les graphiques représentant le R_p en fonction des limites supérieures des classes de K_s sont moins explicites que ceux concernant la variable S_2 . La dispersion des points sur les différents graphiques n'indique pas, à première vue, de seuil comme nous l'avons défini plus haut. Bien que des valeurs redondantes soient observées pour tous les graphiques (entre 22.75 et 29.25mm/h), la différence de niveau de R_p pour des limites de classes de K_s inférieures ou supérieures à ces valeurs redondantes ne semble pas exister. Dans le tableau A3.2., nous pouvons voir que les moyennes des R_p s pour les règles inférieures au seuil sont systématiquement inférieures à celles des R_p s pour les règles supérieures au seuil.

Plus la quantité de ruissellement augmente, plus l'impact des valeurs élevées de K_s semblent important. En effet, on note un plus grand nombre de points dans la zone [60 ; 80]mm/h lorsque la quantité de ruissellement augmente. Plus la quantité de ruissellement augmente, plus le nombre de règles où le K_s est supérieur au seuil est important. Nous pouvons conclure

de cette observation que plus le ruissellement augmente, plus la gamme de variation « impactante » du Ks sur Rp est importante.

Les valeurs limites de Ks pour lesquels un effet est observé varient en fonction des scénarii. Dans la plupart des cas, elles se situent dans la gamme [60 ; 80] mm/h. On ne peut cependant pas conclure quant au niveau de Rp observé lorsque le Ks est élevé contrairement au cas de la variable S2. Au-delà de la limite supérieure, on peut affirmer que d'autres variables sont prépondérantes pour le Rp, les valeurs de Rp liées à la limite 80mm/h étant dispersées sur quasiment toute la gamme de variation.

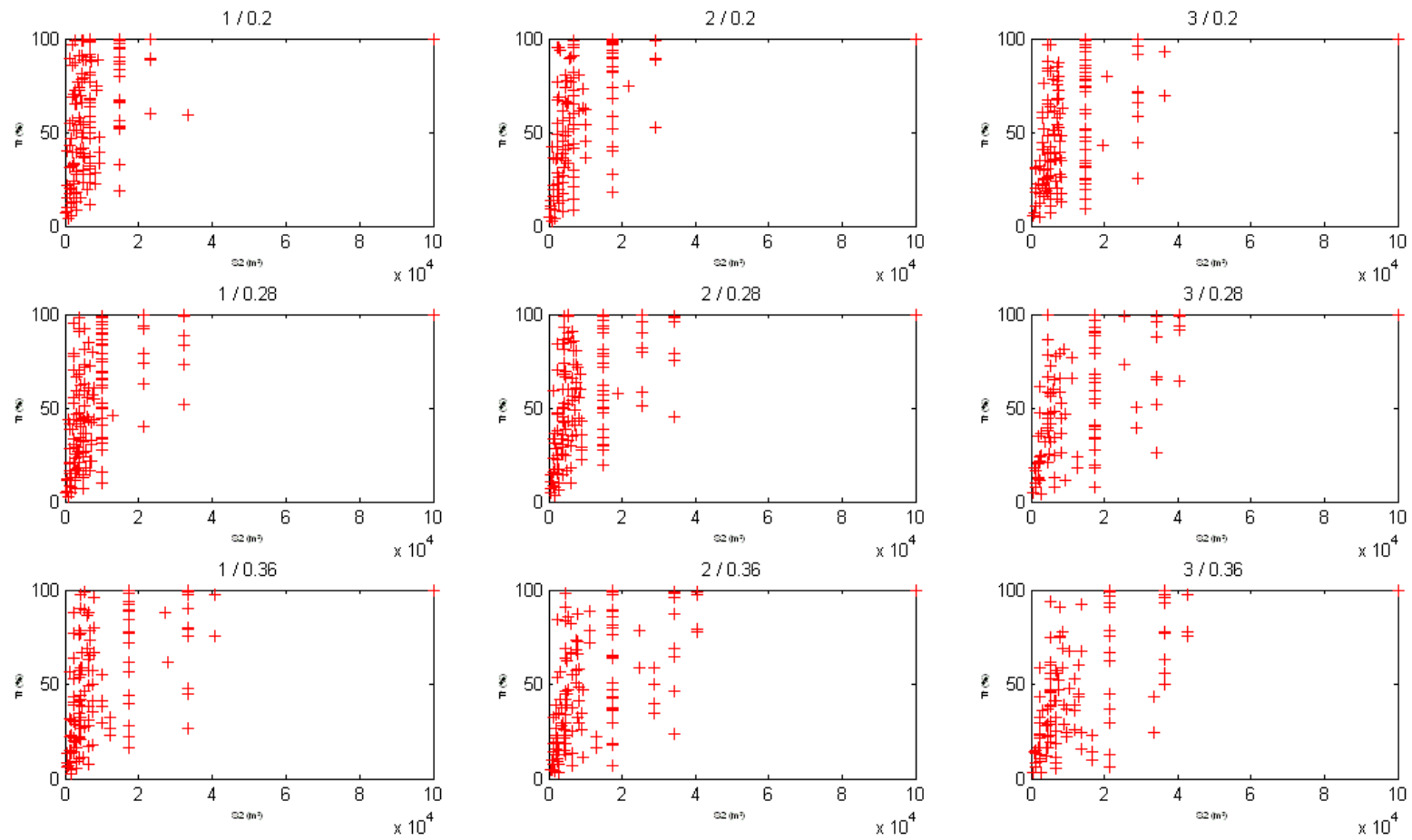
3. Surface de la parcelle amont (S1) :

Le seuil est autour de 2ha pour la variable S1. Pour les situations où S1 est supérieure à cette valeur seuil, les valeurs de Rps semblent plus élevées. Cependant, cette observation graphique ne se vérifie pas dans tous les cas (voir tableau A.3.3.). L'interprétation des graphiques ne permet pas de conclure quant à une influence de la quantité de ruissellement sur l'effet de cette variable.

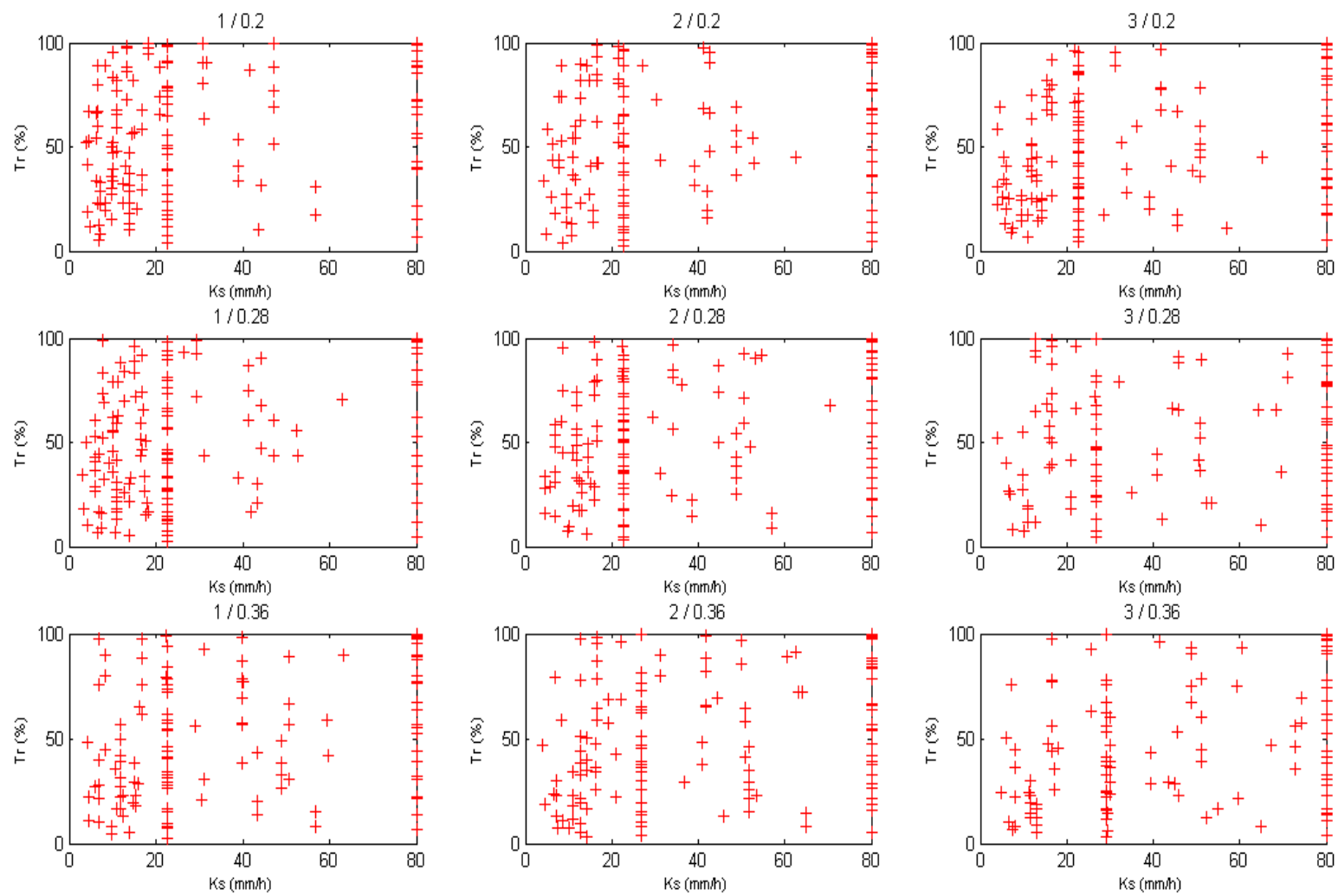
4. Pente :

L'observation des graphiques reliant le Rp aux limites supérieures des classes de pente montrent un faible impact de cette variable sur le Rp. Cet impact est même nul pour deux scénarii (1/0.2 et 2/0.2). Plus le ruissellement est important, plus le rapport de pente a un impact sur le Rp. A part dans la situation la plus ruisselante (3/0.36), si le rapport de pente est supérieur à 1, ses variations n'ont pas d'impact sur le Rp.

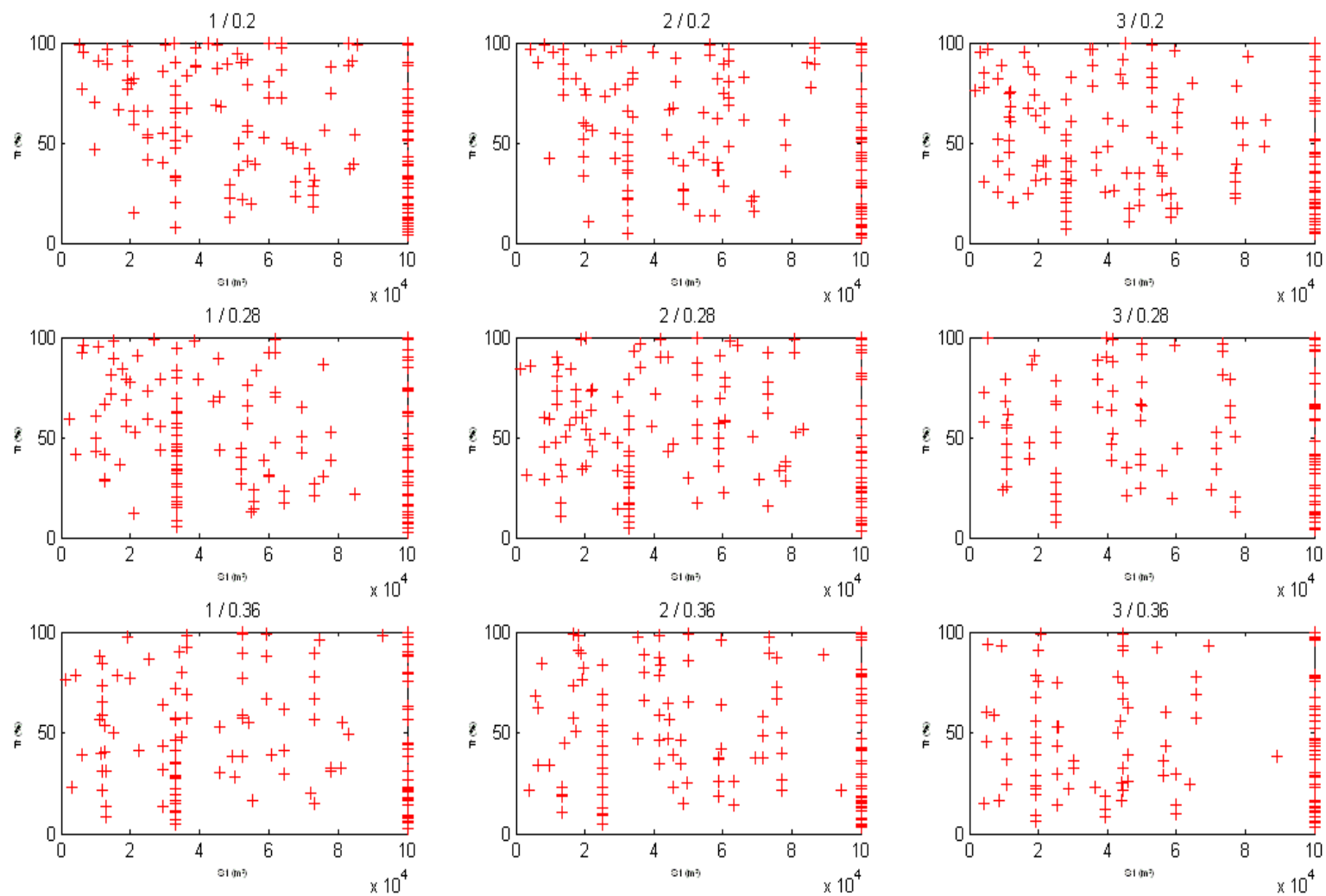
L'analyse des arbres de régression corrobore les résultats de la classification de variable, à savoir, que la variable S2 est prédominante en termes d'impact sur le Rp dans nos arbres de régression.



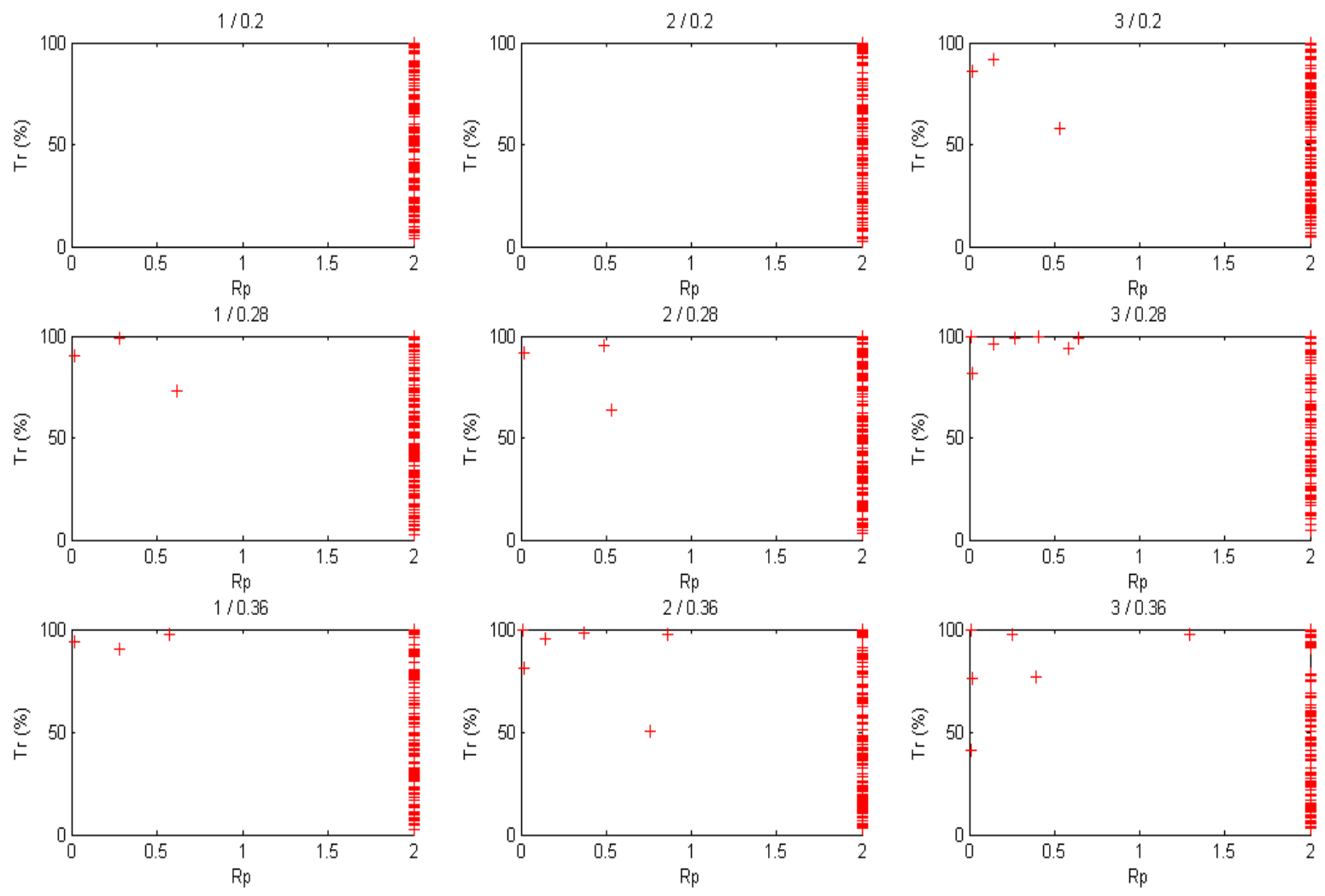
Rp en fonction des limites supérieures de classes de S2 pour les scenarii de la zone 1



Rp en fonction des limites supérieures de classes de Ks pour les scenarii de la zone 1



Rp en fonction des limites supérieures de classes de S1 pour les scenarii de la zone 1



Rp en fonction des limites supérieures de classes du rapport de pente pour les scenarii de la zone 1

Scenarior	Nombre de règle	Moyenne (Rp)	ecart-type	Effet S2								
				Seuil	gamme	S2 < seuil			S2 > seuil			limite supérieure
						Nombre de règle	Moyenne(Rp)	ecart-type	Nombre de règle	Moyenne(Rp)	ecart-type	
1 / 0.2	143	56.6	29.37	14850	100-10000	138	55.51	29.17	5	87.44	16.17	23150
1 / 0.28	142	50.6	28.52	21350	100-10000	135	48.84	27.87	7	85.1	17.66	32350
1 / 0.36	128	50.1	29.14	17250	100-10000	112	45.96	27.68	16	78.85	22.57	40650
2 / 0.2	125	54.6	29.21	17250	100-10000	119	53.13	28.93	6	83.98	17.85	28950
2 / 0.28	138	52.8	28.15	14750	100-10000	123	49.44	27.25	15	80.44	19.14	34350
2 / 0.36	131	49.9	29.46	17250	100-10000	111	45.8	28.48	20	72.68	24.47	40650
3 / 0.2	144	49.4	27.34	14750	100-10000	129	46.62	26.52	15	73.35	22.82	36650
3 / 0.28	108	53.4	29.05	17250	100-10000	90	48.3	27.27	18	79.1	24.17	40650
3 / 0.36	114	46.7	29.1	21500	100-10000	98	41.82	27	16	76.61	23.36	42550

Scenarior	Nombre de règle	Moyenne (Rp)	ecart-type	Effet Ks								
				Seuil	gamme	Ks < seuil			Ks > seuil			limite supérieure
						Nombre de règle	Moyenne(Rp)	ecart-type	Nombre de règle	Moyenne(Rp)	ecart-type	
1 / 0.2	143	56.6	29.37	22.75	2.5-80	100	51.81	28.1	43	67.83	29.5	56.9
1 / 0.28	142	50.6	28.52	22.75	2.5-80	101	45.41	26.8	41	63.47	28.8	62.9
1 / 0.36	128	50.1	29.14	22.75	2.5-80	70	42.1	27	58	59.7	28.95	63.15
2 / 0.2	125	54.6	29.21	22.75	2.5-80	74	49.41	28.78	51	62.2	28.42	62.65
2 / 0.28	138	52.8	28.15	22.75	2.5-80	82	46.4	25.41	56	62.2	29.52	70.35
2 / 0.36	131	49.9	29.46	26.85	2.5-80	69	41.8	27.22	62	59	29.41	65
3 / 0.2	144	49.4	27.34	22.75	2.5-80	85	44.1	25.22	59	57.05	28.66	65.3
3 / 0.28	108	53.4	29.05	26.85	2.5-80	54	49.1	28.94	54	57.7	28.8	71
3 / 0.36	114	46.7	29.1	29.25	2.5-80	58	38.3	25.61	56	55.4	30.1	74.35

Scenarior	Nombre de règle	Moyenne (Rp)	ecart-type	Effet S1								
				Seuil	gamme	S1 < seuil			S1 > seuil			limite supérieure
						Nombre de règle	Moyenne(Rp)	ecart-type	Nombre de règle	Moyenne(Rp)	ecart-type	
1 / 0.2	143	56.6	29.37	32850	100-10000	40	65.7	24.9	103	53.1	30.31	85450
1 / 0.28	142	50.6	28.52	33350	100-10000	57	54.7	25.72	85	47.9	30.1	84800
1 / 0.36	128	50.1	29.14	32850	100-10000	48	42.7	25.27	80	54.5	30.53	92900
2 / 0.2	125	54.6	29.21	32600	100-10000	39	60	27.53	87	52.1	29.77	86750
2 / 0.28	138	52.8	28.15	32850	100-10000	57	48.6	25.3	81	55.8	29.78	83200
2 / 0.36	131	49.9	29.46	25150	100-10000	34	45.5	28.44	97	51.4	29.8	94300
3 / 0.2	144	49.4	27.34	28150	100-10000	47	52.4	25.2	97	47.9	28.33	85750
3 / 0.28	108	53.4	29.05	25200	100-10000	28	50.6	24.7	80	54.4	30.5	77250
3 / 0.36	114	46.7	29.1	19350	100-10000	23	42.2	24.95	91	47.8	30.04	89050

Tableaux A3.1 (haut), A3.2 (milieu) et A3.3. (bas) : Description du comportement des arbres de régression

Annexe 4 :

Illustration des différents types de couvert
du bassin versant de Baslieux-sous-
Châtillon



Enherbement



Mulch d'écorces



Sarments



Sol nu

Annexe 5 :

Présentation des arbres de régression utilisés pour le calcul de l'indicateur de connectivité sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon

Les arbres de régression sont présentés sous forme d'un tableau. Chaque ligne représente une règle de décision.

Ks de la parcelle aval		Surface de la parcelle amont		Surface de la parcelle aval		Rapport de pente aval/amont		Rp
borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure	
2,5	22,75	100	9845	100	1585	0	2	46,38
2,5	22,75	100	9845	1585	2335	0	2	70,34
2,5	22,75	9845	21050	100	604,5	0	2	15,39
2,5	22,75	21050	32850	100	604,5	0	2	7,6
2,5	15,75	9845	32850	604,5	1440	0	2	20,06
15,75	22,75	9845	32850	604,5	1440	0	2	31,61
2,5	12,5	9845	32850	1440	2335	0	2	32,62
12,75	22,75	9845	32850	1440	2335	0	2	50,84
2,5	4,15	100	24900	2335	5080	0	2	41,4
4,15	6,2	100	24900	2335	5080	0	2	53,96
2,5	3,85	100	24900	5080	6715	0	2	52,21
3,85	6,2	100	24900	5080	6715	0	2	65,99
2,5	6,2	24900	32850	2335	6715	0	2	33,54
6,2	10,95	100	6190	2335	4690	0	2	76,67
6,2	10,95	6190	21100	2335	33485	0	2	58,89
6,2	10,95	6190	21100	3485	4690	0	2	65,89
6,2	10,95	100	21100	4690	6715	0	2	82,19
6,2	10,95	21100	32850	2335	4725	0	2	47,6
6,2	10,95	21100	32850	4725	6715	0	2	67,6
10,95	22,75	100	5450	2335	4415	0	2	98,93
10,95	22,75	5450	10850	2335	4415	0	2	90,94
10,95	22,75	10850	19150	2335	3465	0	2	76,8
10,95	14,7	10850	19150	3465	4415	0	2	81,57
14,7	22,75	10850	19150	3465	4415	0	2	90,75
10,95	22,75	100	19150	4415	6715	0	2	98
10,95	15,1	19150	32850	2335	3775	0	2	57,41
15,1	22,75	19150	32850	2335	2930	0	2	64,76
15,1	22,75	19150	32850	2930	3775	0	2	73,83
10,95	22,75	19150	32850	3775	4645	0	2	78,53
10,95	22,75	19150	32850	4645	6715	0	2	90,11
2,5	22,75	32850	100000	100	793	0	2	3,88
2,5	6,85	32850	100000	793	1555	0	2	5,3
6,85	13,75	32850	100000	793	1555	0	2	9,94
13,75	22,75	32850	55100	793	1555	0	2	19,81
13,75	22,75	55100	100000	793	1555	0	2	11,88
2,5	6,95	32850	48800	1555	2475	0	2	12,65
6,95	13,85	32850	48800	1555	2475	0	2	22,76
2,5	13,85	32850	48800	2475	3085	0	2	28,94
2,5	7,25	48800	100000	1555	3085	0	2	8,46
7,25	13,85	48800	72800	1555	3085	0	2	18,33
7,25	13,85	72800	100000	1555	3085	0	2	13,05
13,85	22,75	32850	56200	1555	3085	0	2	39,11
13,85	22,75	56200	72900	1555	2540	0	2	23,99
13,85	22,75	72900	100000	1555	2540	0	2	17,34
13,85	22,75	56200	100000	2540	3085	0	2	27,43
2,5	6,45	32850	67800	3085	6715	0	2	23,3
6,45	9,65	32850	51350	3085	5220	0	2	36,12
6,45	9,65	32850	51350	5220	6715	0	2	49,87
6,45	9,65	51350	67800	3085	6715	0	2	30,18
2,5	4,85	67800	100000	3085	6715	0	2	11,52
4,85	9,65	67800	100000	3085	4190	0	2	14,98
4,85	8,3	67800	100000	4190	6035	0	2	19,17
4,85	8,3	67800	100000	6035	6715	0	2	23,19
8,3	9,65	67800	100000	4190	6715	0	2	27,43
9,65	12,9	32850	54000	3085	4130	0	2	40,58
12,9	22,75	32850	54000	3085	4130	0	2	55,84
9,65	16,85	32850	46200	4130	6715	0	2	67,85
9,65	16,85	42600	54000	4130	6715	0	2	58,24
16,85	22,75	32850	54000	4130	5435	0	2	78,94
16,85	22,75	32850	54000	5435	6715	0	2	91,35
9,65	16,85	54000	71650	3085	4995	0	2	36,79
9,65	12,3	71650	100000	3085	4995	0	2	23,25
12,3	16,85	71600	100000	3085	4995	0	2	29,52
16,85	22,75	54000	65050	3085	4995	0	2	49,63
16,85	22,75	65050	100000	3085	4995	0	2	38,39
9,65	13,85	54000	70600	4995	6715	0	2	46,83
9,65	13,85	70600	83400	4995	6715	0	2	37,43
9,65	13,85	83400	100000	4995	6715	0	2	31,69
13,85	22,75	54000	100000	4995	6715	0	2	55,52
22,75	80	100	29450	100	472	0	2	40,28
22,75	80	100	13400	472	1160	0	2	89,31
22,75	80	100	13400	1160	1925	0	2	96,39

22,75	80	13400	29450	472	1265	0	2	54,6
22,75	80	13400	29450	1265	1925	0	2	85,41
22,75	80	29450	100000	100	299	0	2	6,77
22,75	80	29450	52550	299	718	0	2	21,37
22,75	43,6	52550	100000	299	718	0	2	10,05
43,6	80	52550	100000	299	718	0	2	15,32
22,75	56,9	29450	73050	718	1315	0	2	31,16
22,75	56,9	73050	100000	718	1315	0	2	17,12
56,9	80	29450	100000	718	1315	0	2	43,16
22,75	80	29450	44850	1315	1925	0	2	68,97
22,75	44,35	44850	100000	1315	1925	0	2	31,66
44,35	80	44850	76150	1315	1925	0	2	56,18
44,35	80	76150	100000	1315	1925	0	2	39,46
22,75	41,5	100	45050	1925	2725	0	2	86,89
41,5	80	100	45050	1925	2725	0	2	98,8
22,75	80	45050	59900	1925	2725	0	2	72,31
22,75	30,75	100	32550	2725	6715	0	2	99,34
22,75	30,75	32550	51850	2725	6715	0	2	90,2
22,75	30,75	51850	59900	2725	6715	0	2	80,46
30,75	80	100	59900	2725	6715	0	2	99,56
22,75	39,05	59900	100000	1925	2455	0	2	33,78
22,75	39,05	59900	84800	2455	4330	0	2	53,71
22,75	39,05	84800	100000	2455	4330	0	2	41,05
39,05	47,15	59900	100000	1925	2955	0	2	51,22
39,05	47,15	59900	100000	2955	4330	0	2	69,13
22,75	31,2	59900	100000	4330	6715	0	2	63,56
31,2	47,15	59000	83200	4330	5560	0	2	88,29
31,2	47,14	59900	83200	5560	6715	0	2	99,46
31,2	47,14	83200	100000	4330	6715	0	2	77,14
47,15	80	59900	100000	1925	2635	0	2	65,33
47,15	80	59900	84200	2635	3775	0	2	91,07
47,15	80	84200	100000	2635	3775	0	2	72,77
47,15	80	59900	85450	3775	4810	0	2	98,9
47,15	80	85450	100000	3775	4810	0	2	88,51
47,15	80	59900	100000	4810	6715	0	2	99,21
2,5	4,45	100	16700	6715	14850	0	2	66,73
2,5	4,45	16700	36450	6715	14850	0	2	53,18
4,45	6,6	100	20200	6715	14850	0	2	80,13
4,45	6,6	20200	36450	6715	14850	0	2	67,3
6,6	10,05	100	6285	6715	14850	0	2	95,25
6,6	10,05	6285	36450	6715	14850	0	2	83,61
2,5	10,05	36450	58550	6715	14850	0	2	52,31
2,5	4,15	58550	100000	6715	14850	0	2	19,06
4,15	7,25	58550	72700	6715	8315	0	2	28,39
4,15	7,25	72700	100000	6715	8315	0	2	22,19
4,15	7,25	58550	100000	8315	14850	0	2	32,72
7,25	10,05	58550	66950	6715	9460	0	2	47,22
7,25	10,05	66950	84500	6715	9460	0	2	39,05
7,25	10,05	84500	100000	6715	9460	0	2	33,64
7,25	10,05	58550	100000	9460	14850	0	2	52,05
10,05	13,25	100	38800	6715	7240	0	2	88,12
10,05	13,25	100	29950	7240	14850	0	2	98,57
10,05	13,25	29950	38800	7240	8890	0	2	88,35
10,05	13,25	29950	38800	8890	14850	0	2	97,59
10,05	13,25	38800	63550	6715	8730	0	2	72,43
10,05	13,25	38800	63550	8730	14850	0	2	86,32
13,25	18,15	100	42350	6715	14850	0	2	99,51
13,25	18,15	42350	50950	6715	14850	0	2	94,81
13,25	18,15	50950	63550	6715	14850	0	2	97,19
18,15	80	100	63550	6715	14850	0	2	99,87
10,05	14,4	63550	100000	6715	14850	0	2	56,4
14,4	20,95	63550	77800	6715	8545	0	2	74,42
14,4	20,95	63550	77800	8545	14850	0	2	88,1
14,4	20,95	77800	100000	6715	14850	0	2	65,73
20,95	31,7	63550	100000	6715	14850	0	2	90,29
31,7	80	63550	100000	6715	14850	0	2	99,7
2,5	6,55	100	47950	14850	23150	0	2	89,32
2,5	6,55	47950	100000	14850	23150	0	2	60,06
6,55	8,25	100	100000	14850	23150	0	2	88,83
8,25	80	100	100000	14850	23150	0	2	99,33
2,5	80	100	100000	23150	100000	0	2	99,68

Ks de la parcelle aval		Surface de la parcelle amont		Surface de la parcelle aval		Rapport de pente aval/amont		Rp
borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure	borne inférieure	borne supérieure	
2,5	29,5	100	4310	100	1260	0	2	14,7
2,5	29,5	4310	19350	100	1260	0	2	6,25
2,5	13,05	100	8640	1260	2380	0	2	16,69
2,5	13,05	8640	19350	1260	2380	0	2	9,11
13,05	29,95	100	19350	1260	2380	0	2	23,45
2,5	11,7	100	19350	2380	5455	0	2	19,56
11,7	17,9	100	4830	2380	5455	0	2	45,74
17,9	29,95	100	4830	2380	5455	0	2	59,95
11,7	29,95	4830	10850	2380	4480	0	2	36,55
11,7	29,95	4830	10850	4480	5455	0	2	47,12
11,7	29,95	10850	19350	2380	4420	0	2	28,97
11,7	29,95	10850	19350	4420	5455	0	2	39,24
2,5	4,75	100	10850	5455	9795	0	2	24,63
4,75	8,15	100	10850	5455	9795	0	2	36,57
2,5	8,15	10850	19350	5455	9795	0	2	22,08
2,5	8,15	100	19350	9795	21500	0	2	44,78
8,15	15,75	100	19350	5455	10350	0	2	47,53
15,75	29,25	100	19350	5455	7170	0	2	55,71
15,75	29,25	100	19350	7170	10350	0	2	67,5
8,15	29,25	100	19350	10350	21500	0	2	78,12
2,5	29,25	19350	100000	100	6835	0	0,01	41,33
2,5	29,25	19350	100000	100	2915	0,01	2	3,49
2,5	8,05	19350	39350	2915	6835	0,01	2	8,17
8,05	13,15	19350	39350	2915	4350	0,01	2	12,01
8,05	13,15	19350	39350	4350	6835	0,01	2	18,58
2,5	13,15	39350	100000	2915	6835	0,01	2	5,28
13,15	29,25	19350	28650	2915	4645	0,01	2	22,06
13,15	29,25	28650	44250	2915	4645	0,01	2	16,47
13,15	29,25	19350	30200	4645	6835	0,01	2	32,81
13,15	29,25	30200	44250	4645	6835	0,01	2	25,04
13,15	29,25	44250	100000	2915	6835	0,01	2	11,44
2,5	29,25	19350	100000	6835	21500	0	0,01	100
2,5	29,25	19350	100000	6835	21500	0,01	0,02	75,72
2,5	6,65	19350	59950	6835	16550	0,02	2	9,94
6,65	11,45	19350	36500	6835	16550	0,02	2	23
6,65	11,45	36500	59950	6835	16550	0,02	2	14,57
2,5	11,45	19350	59950	16550	21500	0,02	2	29,68
2,5	7,55	59950	100000	6835	21500	0,02	2	6,51
7,55	11,45	59950	100000	6835	21500	0,02	2	12,51
11,45	17,25	19350	30200	6835	11800	0,02	2	35,87
11,45	17,25	30200	45800	6835	11800	0,02	2	25,94
17,25	29,25	19350	25950	6835	11800	0,02	2	52,88
17,25	29,25	25950	45800	6835	11800	0,02	2	38,9
11,45	29,25	19350	45800	11800	21500	0,02	2	62,14
11,45	29,25	45800	64050	6835	13900	0,02	2	24,31
11,45	29,25	64050	100000	6835	13900	0,02	2	15,6
11,45	29,25	45800	100000	13900	21500	0,02	2	36,81
29,25	80	100	7010	100	2500	0	2	58,98
29,95	80	7010	25400	100	888	0	2	14,2
29,25	43,45	7010	25400	888	2500	0	2	29,45
43,35	80	7010	25400	888	2500	0	2	43,79
29,25	80	100	5430	2500	5285	0	2	94
29,25	45,65	5430	25400	2500	5285	0	2	52,88
45,65	80	5430	25400	2500	5285	0	2	74,48
29,25	80	25400	100000	100	628	0	2	3,63
29,25	65	25400	100000	628	1235	0	2	8,08
65	80	25400	100000	628	1235	0	2	13,53
29,25	59,55	25400	44500	1235	2485	0	2	21,56
59,55	80	25400	44500	1235	2485	0	2	32,82
29,25	52,4	44500	100000	1235	2485	0	2	12,67
52,4	80	44500	100000	1235	1955	0	2	16,75
52,4	80	44500	100000	1955	2485	0	2	23,09
29,25	80	78050	100000	1235	2485	0	2	10,89
29,25	39,55	25400	56100	2485	5285	0	2	28,6
39,55	72,8	25400	56100	2485	3280	0	2	35,86
39,55	72,8	25400	43900	3280	5285	0	2	55,96
39,55	72,8	43900	100000	3280	5285	0	2	46,33
72,8	80	25400	100000	2485	5285	0	2	61,5
29,25	54,95	56100	100000	2485	4300	0	2	16,77
29,25	45,95	56100	100000	4300	5285	0	2	22,88
54,95	80	56100	100000	2585	4150	0	2	191 27,78
54,95	80	56100	89050	4150	5285	0	2	38,11

54,95	80	89050	100000	4150	5285	0	2	30,55
29,25	48,65	100	9395	5285	21500	0	2	93,3
29,25	48,65	9395	20000	5285	7720	0	2	75,27
29,25	48,65	9395	20000	7720	21500	0	2	90,73
29,25	48,65	20000	44600	5285	21500	0	2	67,02
48,65	80	100	20850	5285	21500	0	2	99,23
48,65	59,35	20850	44600	5285	7745	0	2	75,18
59,35	80	20850	44600	5285	7745	0	2	90,72
48,65	60,4	20850	44600	7745	21500	0	2	93,12
60,4	80	20850	44600	7745	21500	0	2	98,8
29,25	39,3	44600	56850	5285	12850	0	2	43,25
39,3	51,25	44600	56850	5285	12850	0	2	60,22
29,25	44,85	56850	100000	5285	8930	0	2	28,86
44,85	51,25	56850	100000	5285	8930	0	2	38,93
29,25	51,25	56850	100000	8930	12850	0	2	44,93
29,25	51,25	44600	100000	12850	21500	0	2	78,24
51,25	74,35	44600	65600	100	6870	0	2	57,59
51,25	74,35	44600	65600	6870	8675	0	2	69,05
74,36	80	44600	65600	100	8675	0	2	77,68
51,25	80	65600	100000	5285	6405	0	2	40,99
51,25	67,15	65600	100000	6405	7605	0	2	46,78
67,15	80	65600	100000	6405	7605	0	2	52,48
51,25	80	65600	100000	7605	8675	0	2	58,53
51,25	80	44600	54450	8675	13900	0	2	92
51,25	80	54450	100000	8675	13900	0	2	67,83
51,25	80	44600	100000	13900	21500	0	2	96,98
2,5	16,45	100	100000	21500	36350	0	0,25	97,34
2,5	16,45	100	100000	21500	36350	0,25	0,39	76,98
2,5	6	100	42950	21500	36350	0,39	2	50,23
6	16,45	100	42950	21500	36350	0,39	2	77,75
2,5	11,15	42950	100000	21500	33650	0,39	2	24,22
11,15	16,45	42950	100000	21500	33650	0,39	2	43,69
2,5	16,45	42950	100000	33650	36350	0,39	2	55,74
16,45	25,7	100	69250	21500	36350	0	2	92,72
16,45	25,7	69250	100000	21500	36350	0	2	62,93
25,7	41,5	100	100000	21500	36350	0	2	96,24
41,5	80	100	100000	21500	36350	0	2	100
2,5	7,3	100	100000	36350	42550	0	2	75,54
7,3	80	100	100000	36350	42550	0	1,29	97,66
7,3	16,65	100	100000	36350	42550	1,29	2	77,52
16,65	80	100	100000	36350	42550	1,29	2	97,49
2,5	80	100	100000	42550	100000	0	2	99,69

AUTORISATION DE SOUTENANCE DE THESE
DU DOCTORAT DE L'INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

o0o

VU LES RAPPORTS ETABLIS PAR :

Madame Chantal GASCUEL, Directeur de Recherche, INRA, Rennes

Monsieur Roger MOUSSA, Directeur de Recherche, SUPAGRO, INRA, Montpellier

Le Président de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, autorise :

Madame WOHLFAHRT Julie

à soutenir devant un jury de l'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE,
une thèse intitulée :

**"Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de
pesticides à l'échelle du bassin versant"**

en vue de l'obtention du titre de :

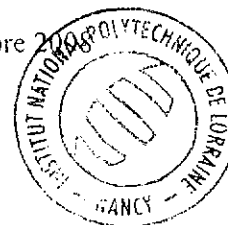
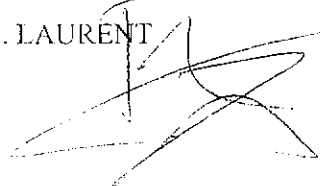
DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

« Sciences agronomiques »

Fait à Vandoeuvre, le 28 novembre 2000

Le Président de l'IN.P.L.,

F. LAURENT



NANCY BRABOIS
2, AVENUE DE LA
FORET-DE-HAYE
BOITE POSTALE 3
F - 54501
VANDOEUVRE CEDEX