



Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision

Francis Macary

► To cite this version:

Francis Macary. Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision. Sciences de l'environnement. Doctorat en Sciences de l'Environnement (Hydrologie, Hydrochimie, Sol, Environnement) de l'Université de Toulouse, INPT, 2013. Français. NNT: . tel-04289020v1

HAL Id: tel-04289020

<https://hal.inrae.fr/tel-04289020v1>

Submitted on 16 May 2020 (v1), last revised 16 Nov 2023 (v2)

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.



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Sciences de l'Environnement

(Hydrologie - Hydrochimie - Sol - Environnement)

Présentée et soutenue par :

Francis MACARY

le : 25 juin 2013

Titre :

Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins
versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et
analyse multicritère pour l'aide à la décision

Ecole doctorale :

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

Unité de recherche :

Irstea - Bordeaux, UR ADBX et UPS-CNRS, INPT-ENSAT, EcoLab, Toulouse

Directeur(s) de Thèse :

Dominique OMBREDANE, Professeure, AgroCampus Ouest - Rennes

Jean-Luc PROBST, Directeur de recherche CNRS, UPS-INPT-EcoLab, Toulouse

Rapporteurs :

Olivier ATTEIA, Professeur des Universités, ENSEGID, Bordeaux

Jean-Philippe WAAUB, Professeur, Université du Québec, Montréal (Canada)

Membre(s) du jury :

Florent JOERIN, Professeur, HEIG du Canton de Vaud, Yverdon (Suisse), Examinateur

Olivier LAVIALLE, Professeur, Bordeaux Sciences Agro, Examinateur

Martin PAEGELOW, Professeur des Universités, Toulouse le Mirail, Examinateur

Éric PINELLI, Professeur, INP Toulouse - ENSAT, Président

Frédéric SAUDUBRAY, Ingénieur en chef PEF, Directeur UR ADBX, encadrant Irstea



EcoLab
Laboratoire écologie fonctionnelle
et environnement



THESE

En vue de l'obtention du
Doctorat de l'Université de Toulouse

Délivré par :
Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Spécialité : Sciences de l'Environnement
(Hydrologie - Hydrochimie - Sol - Environnement)

Présentée et soutenue par :
Francis MACARY

le 25 juin 2013

**Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins
versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale
et analyse multicritère pour l'aide à la décision**

École doctorale :

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

Unités de recherche :

Irstea-Bordeaux, UR ADBX, Département Territoires
et UPS-INPT, CNRS, EcoLab, UMR 5245

Directeurs de Thèse :

Dominique OMBREDANE, Professeure, Agrocampus Ouest-Centre de Rennes
Jean-Luc PROBST, Directeur de recherche CNRS, UPS-CNRS-INPT-EcoLab, Toulouse

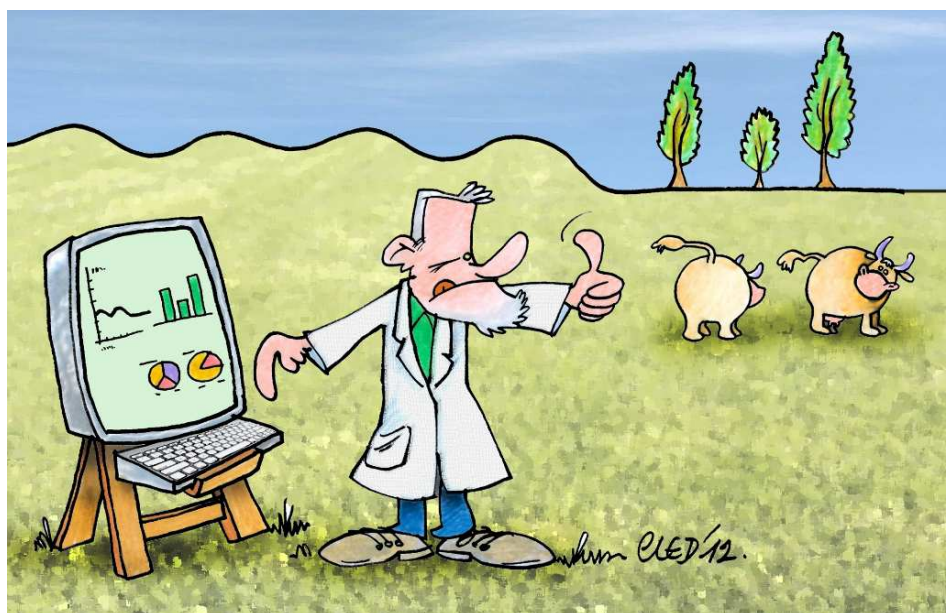
Rapporteurs :

Olivier ATTEIA, Professeur des Universités, ENSEGID, Bordeaux
Jean-Philippe WAAUB, Professeur, Université du Québec, Montréal (Canada)

Membres du jury :

Florent JOERIN, Professeur, HEIG du Canton de Vaud, Yverdon (Suisse), Examinateur
Olivier LAVIALLE, Professeur, Bordeaux Sciences Agro, Examinateur
Martin PAEGELOW, Professeur des Universités, Toulouse Le Mirail, Examinateur
Eric PINELLI, Professeur, INP Toulouse - ENSAT, Président
Frédéric SAUDUBRAY, Ingénieur en chef P E F, Encadrant Irstea - UR ADBX

*A la mémoire de mon père,
Paysan de la Gascogne Gersoise,
pour m'avoir transmis la génétique des gens de la Terre,
le goût et la capacité d'observer les milieux naturels et le vivant,
la curiosité incessante et la faculté de ne capter que les vraies valeurs !*



(Illustration Jacques Sardat)

A ma mère, dont les efforts de toute une vie de labeur auront porté leurs fruits,

*A mes enfants Vincent et Estelle, qui m'auront beaucoup trop souvent
observé la tête plongée dans les livres ou sur un écran d'ordinateur, je promets
désormais que les soirées, les heures nocturnes et les week-ends seront pour la famille.
A leur petit frère Sacha (Alexandre), à qui je promets aussi d'être plus disponible pour jouer,*

*A Olga, que je remercie de tous ses efforts consentis pour accepter de partager
le quotidien avec un doctorant attardé et pour avoir aussi compris que le voyage
auprès de la famille et des amis en Ukraine serait d'autant meilleur après cette thèse,
en me donnant plus du temps pour réviser mes connaissances de cette belle langue russe.*

Большое спасибо за всё!

Remerciements

A la fin de cette aventure, après tant d'énergie consommée, voici enfin venu le moment savouré d'observer le chemin parcouru et de remercier bien sincèrement toutes celles et tous ceux qui m'ont apporté leur aide précieuse à l'accomplissement de cette thèse. Celle-ci était certes inscrite depuis assez longtemps dans mes projets professionnels, mais en attente du moment opportun.

Dans la chronologie des événements, en septembre 2001, j'ai choisi d'intégrer alors le *Cemagref*, devenu récemment *Irstea*, après une dizaine d'années passées dans les services déconcentrés du ministère en charge de l'agriculture. Je remercie *Daniel Terrasson*, alors chef du département "Gestion des territoires" et *Ramon Laplana*, responsable de notre unité de recherche "*Aménités et Dynamiques des Espaces Ruraux*" (*UR ADBX*) pour m'avoir accordé leur confiance en me permettant d'intégrer cet Institut de recherche. J'avais déjà connu l'*UR ADBX*, une dizaine d'années au préalable, lors de mon stage de fin d'études pour finaliser ma formation d'ingénieur en agronomie.

J'ai eu la chance de pouvoir aussitôt participer au projet national de recherches AQUAE, coordonné par *Dominique Ombredane*, Professeur à *AgroCampus Ouest* à Rennes et *Jean-Marcel Dorioz* (*INRA Thonon les Bains*), et d'en assumer la responsabilité pour l'équipe *Cemagref*. *Dominique*, tu m'as alors encouragé à préparer une thèse, à laquelle je pensais déjà pendant mes études d'ingénieur, afin de valoriser mes approches conceptuelles d'évaluation agro-environnementale. Cela confirmait ainsi mes intentions et je t'en remercie bien sincèrement. Puis *Jean-Luc Probst*, Directeur de recherche *CNRS*, actuel directeur d'*EcoLab UMR CNRS- Université Paul Sabatier-INPT-ENSAT* à Toulouse, m'a proposé de participer au projet IMAQUE, m'accordant aussi sa confiance pour mener à bien l'approche agronomique de l'impact des activités agricoles sur la qualité des eaux des rivières de *Gascogne*. *Jean-Luc*, tu m'as aussitôt incité à valoriser mes concepts et mes applications finalisées dans le cadre d'une thèse. Je t'en suis également très reconnaissant. Il m'importait préalablement à cette aventure, de posséder une bonne expérience de terrain dans le cadre de mes recherches en agro-environnement. De multiples projets de recherche : européens, nationaux, ou interrégionaux se sont ensuite succédés avec mon souci grandissant d'aligner progressivement les briques qui devaient servir à la construction du mur permettant d'abriter le doctorant, afin de mener à bien cette thèse.

Lorsque le moment opportun arriva enfin, *Frédéric Saudubray*, Directeur de notre unité de recherche *ADBX* et *Marc Guérin*, Directeur du Département "Territoire" à *Irstea* ont examiné avec bienveillance mon projet de thèse en sciences de l'environnement. Je vous remercie bien sincèrement de m'avoir accordé votre confiance en me permettant de le mener à bien, tant dans l'intérêt de mon parcours professionnel, que pour celui d'*Irstea*. La production scientifique induite par toutes les approches contributives à la thèse, en représente je pense un bon indicateur. *Frédéric*, tu pourras désormais reconnaître s'il en était besoin, que l'opiniâtreté du Gascon aura permis d'apporter une contribution décisive à l'aboutissement de cette aventure, parallèlement à la gestion des projets de recherche. Merci *Dominique* et *Jean-Luc* d'avoir spontanément accepté de diriger mes travaux et je vous en suis reconnaissant. Merci aussi à *Hugues Ayphassorho*, directeur régional d'*Irstea*, centre de Bordeaux et à *Jean-Philippe Terreaux*, alors animateur de notre thème de recherche *Développement Territorial et Agriculture Multifonctionnelle (DTAM)*, pour votre soutien.

Cette thèse a bien sûr été nourrie par des échanges au quotidien avec tous mes collègues d'*Irstea* que je remercie, en particulier : *Paul Bordenave*, lors de nos fréquentes discussions d'agronomes, malheureusement plus rares depuis ton départ en retraite bien méritée ; *Sylvain Rousset*, désormais dans l'univers de l'*OCDE*, mais heureusement que les courriels nous permettent aisément de communiquer ; *Daniel Uny*, géomaticien pour m'avoir bien aidé dans l'usage du SIG et pour m'avoir aussi régulièrement accompagné sur le terrain ; *Kévin Petit*, également géomaticien ; *Odile Leccia*, pour son appui dans le projet européen *AguaFlash* ; *Stéphanie Touvron*, sans son aide précieuse pour créer le modèle d'écriture de ce document sous Word, j'aurais galéré ! Merci aussi de l'avoir remis sur les rails à chaque fois qu'il s'en écartait, c'est-à-dire régulièrement ; enfin mes collègues du club

ADBX agro-environnement, dont les discussions amènent toujours des idées intéressantes pour la naissance puis la croissance de projets : *Françoise Vernier*, *Jean-Marie Lescot*, *Frédéric Zahm*, sans oublier bien sûr toutes celles et ceux qui nourrissent le débat pluridisciplinaire au sein de notre UR, et les stagiaires agronomes et géographes que j'ai eu beaucoup de plaisir à encadrer lors de leur stage de fin d'étude dans notre UR *ADBX*.

Un très grand merci à *Vanessa Kuentz-Simonnet* et encore à *Frédéric Saudubray* pour avoir relu l'intégralité de ma prose, afin de me permettre de l'améliorer dans une première phase, avant de la soumettre à mes deux directeurs de thèse qui ont également pris goût, voire un réel plaisir à rajouter une couche notable d'observations, destinées à optimiser la qualité de son écriture.

Merci à *Denis Salles* et *Soizic Morin* pour vos multiples conseils et pour la relecture de quelques extraits bien ciblés de cette œuvre tout comme *Philippe Chéry*, pédologue à *Bordeaux Sciences Agro* ; à *James Emery*, notre english coach, pour son efficacité également lors de la correction de mes publications écrites dans la langue de *Shakespeare* et enfin mon meilleur ami gersois *Alain Lasserre*, professeur des écoles, dont la mission était surtout de juger la forme de ma littérature.

Je n'oublie évidemment pas les copines documentalistes à *Irstea-Bordeaux* : *Chantal Gardes* et *Marie-Pierre Maleyran-Raymond*, pour l'appui permanent d'abord à l'usage de l'outil *Endnote*, gestionnaire de ma bibliographie, pour vos multiples conseils essentiels et la commande régulière d'ouvrages. La mise en œuvre d'une large bibliographie, performante, constitue probablement l'un des apports majeurs de cette thèse et l'un des atouts pour l'avenir. Merci aux collègues informaticiens : *Jacques Foury*, *Gilles Veyssière*, *Philippe Camoin*, pour vos interventions récurrentes et notamment pour m'avoir spontanément dépanné en situation critique, lors de la disparition de mon ordinateur dans la nature, en pleine rédaction du manuscrit, sans que je puisse le retrouver.

A l'occasion des divers projets scientifiques, j'ai apprécié de travailler avec beaucoup de collègues d'autres Instituts : notamment, *Chantal Gascuel-Odoux* et *Catherine Grimaldi* à *UMR SAS* de l'*INRA* à *Rennes* ; *Anne Probst*, *Sabine Sauvage*, *Séverine Jean*, *Annick Corrège*, *José-Miguel Sanchez-Perez*, *Georges Merlina* d'*EcoLab* à *Toulouse*... *Anne*, les communications avec toi sont toujours un moment de plaisir ; je te remercie d'avoir toujours été présente au moment de mes questionnements. De plus, quand tu restais au labo pendant que *Jean-Luc* parcourait le monde en mission pour le *CNRS*, merci de m'avoir à chaque fois renseigné sur sa géolocalisation afin de savoir s'il était opportun ou non de lui envoyer un courriel pour mes questions du moment. *Georges*, en qualité de grand spécialiste des produits phytosanitaires au labo de chimie à *INPT-ENSAT*, je te remercie vivement de m'avoir multiples fois renseigné sur les caractéristiques intrinsèques des molécules (si j'avais pensé qu'un jour je plongerai dans cette chimie...), et de m'avoir toujours expliqué cela avec simplicité, ce qui est d'ordinaire profondément opaque, voire incompréhensible ! *Annick*, un grand merci pour avoir toujours avec gentillesse et efficacité, assuré le relai local pour mes demandes, du fait de mon éloignement géographique ; une amicale pensée pour mes prédécesseurs doctorants à *EcoLab*, dont en particulier *Sylvain Ferrant* et *Laurie Boithias*. Merci aussi aux collègues du *CESBIO* à *Toulouse*. J'ai aussi pris un réel plaisir à partager de bons moments avec nos collègues du *CSIC* (*CNRS* espagnol) à *Saragosse*, de l'*Université* de *Bilbao* et de celle de *Lisbonne*, et bien d'autres, lors des différents projets... Que tous les agriculteurs et leurs conseillers que j'ai eu le plaisir de rencontrer reçoivent l'expression de ma reconnaissance pour m'avoir consacré du temps lors de nos discussions constructives : ceux des Bassins de l'Oir et de la Save : un clin d'œil particulier à l'Association des Agriculteurs d'Auradé, à *Alexandre Chaigneau* puis *Vincent Gobert*, qui en furent les animateurs et mes interlocuteurs, pour la qualité de nos échanges, sans oublier évidemment *Didier Métayer*, conseiller de la Chambre d'agriculture du Gers, pour nos conversations parfois animées, mais toujours très agréables.

J'en viens maintenant aux membres efficaces de mon comité de pilotage : outre *Dominique*, *Jean-Luc* et *Frédéric* : *Martin Paegelow*, géographe, Professeur des Universités à *Toulouse*, et *Olivier Lavialle*, Professeur dans l'enseignement supérieur agronomique et désormais directeur de *Bordeaux Sciences Agro*, où j'avais eu le plaisir d'y parfaire jadis mes compétences agronomiques. Merci à tous pour vos recommandations toujours avisées et de votre accompagnement permanent ; *Martin*, pour

ta gentillesse, tes compétences en modélisation spatiale et tes réponses précises à mes questions, en espérant que nous pourrions enfin mener à bien nos approches méthodologiques comparatives de l'évaluation environnementale spatialisée, que nous avons pour l'heure toujours en attente dans un tiroir ; *Olivier*, j'étais très content de trouver auprès de toi un correspondant régional pour parler d'analyse et de modélisation multicritère. Je suis aussi ravi d'avoir pu en quelque sorte te succéder depuis 2009, dans le Groupe européen de travail en aide multicritère à la décision (AMCD) créé en 1975 par *Bernard Roy*. Aujourd'hui Professeur émérite de l'*Université de Paris-Dauphine*, dont il avait longuement dirigé le laboratoire *Lamsade-CNRS*, *Bernard* avait été Président de ton jury de thèse, et j'ai aussi le privilège de partager son savoir exceptionnel.

Merci vivement *Bernard*, de l'intérêt que tu as exprimé en m'invitant à ce Groupe AMCD en 2009, pour y présenter mes recherches et pour l'honneur que tu m'as fait, en acceptant d'analyser mes travaux afin d'améliorer mes investigations en évaluation environnementale. J'en profite pour remercier sincèrement mon ami *Juscelino Almeida-Dias*, ancien doctorant de *Bernard Roy* et de *José Rui-Figueira*, Professeur à l'*Université de Lisbonne*. *Juss*, merci pour les apports de tes compétences en modélisation multicritère, plus largement en recherche opérationnelle et pour m'avoir permis d'utiliser le prototype du modèle ELECTRE TRI-C que tu avais développé pour ta thèse en informatique, sur mon ordinateur. *José*, merci pour nos multiples échanges constructifs, notamment lors des réunions du Groupe et de tes conseils pour l'écriture de notre papier scientifique avec *Bernard*. Mes remerciements s'adressent aussi aux collègues de ce Groupe AMCD, tant pour l'ambiance chaleureuse qui s'en dégage, que pour la qualité scientifique de nos échanges. A chaque fois, les travaux présentés et discussions me permettent d'accroître mes compétences dans ce vaste domaine de l'aide à la décision, en parfaite harmonie avec nos recherches finalisées à *Irstea*. Notamment, *Marc Pirlot*, professeur à l'Institut polytechnique de *Mons* (Belgique) dont les apports sont très constructifs; *Marc*, j'espère bien que dans le futur, nous pourrions concrétiser nos discussions autour du couplage entre un modèle multicritère, type ELECTRE TRI, avec un SIG libre, de façon à mettre cet ensemble à disposition du Groupe, notamment via la plateforme Decision Desk.

Merci aussi à *Jean-Philippe Waaub*, Professeur à l'*Université du Québec à Montréal*, Directeur du Groupe d'Études Interdisciplinaires en Géographie et Environnement Régional. J'étais ravi d'apprendre lors de ma première venue dans le Groupe AMCD, que nous étions désormais au moins deux agronomes, même si tes compétences se sont orientées vers la géographie que tu enseignes à Montréal. Ainsi, un agronome, géographe, spécialisé en modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision est si rare à trouver, qu'il m'a paru essentiel de solliciter tes compétences en qualité de rapporteur de ma thèse. Je te remercie bien sincèrement d'avoir accepté, malgré tes multiples responsabilités et tes charges de travail débordantes. Merci aussi à *Florent Joérin*, Professeur au Département d'environnement, géomatique et construction, à la *Haute Ecole d'ingénierie et de gestion du canton de Vaud en Suisse*, pour nos échanges constructifs, notamment lors de la publication de l'un de mes articles dans la revue Internationale de Géomatique dont tu es rédacteur adjoint, et pour avoir accepté de participer à ce jury.

Je tiens à remercier *Olivier Atteïa*, Professeur à l'*ENSEGID à Bordeaux*, d'avoir accepté ce travail supplémentaire pour avaler mon manuscrit. En fait, lors de nos rencontres dans les jurys de soutenance des mémoires des Ingénieurs de *Bordeaux Sciences Agro*, j'avais aussitôt pensé avant d'écrire le manuscrit de ma thèse, que tu serais le rapporteur idéal pour juger des transferts de contaminants vers les eaux. Merci aussi à *Eric Pinelli*, Professeur à *INPT-ENSAT*. Quand j'avais eu le plaisir de travailler avec toi pour boucler le projet interrégional INSOLEVIE, j'avais dès lors imaginé le fait que tu serais probablement dans mon jury de thèse, un jour...; merci à toi d'avoir accepté de le présider, malgré aussi ton travail d'enseignant et de Directeur adjoint d'*EcoLab*, auprès de *Jean-Luc*.

Et bien sûr un grand merci à *Olga*, mon épouse, certes pour sa patience d'avoir dû côtoyer un doctorant attardé, mais aussi pour avoir corrigé et fortement amélioré le résumé de cet ouvrage en langue russe. Enfin, j'adresse ma profonde gratitude à toutes celles et à tous ceux dont je n'ai pu citer le nom, car la liste serait longue, mais ils se reconnaîtront dans la sincérité de ces lignes.

Résumé

Il est désormais avéré que les pratiques intensives de production agricole mises en œuvre depuis les années 1960 en *Europe*, sont responsables de la dégradation des écosystèmes et notamment de la qualité des eaux de surface et souterraines. L'emploi excessif de fertilisants azotés et de produits phytosanitaires ont entraîné des concentrations élevées dans les cours d'eau, préjudiciables à la potabilisation des eaux brutes. L'érosion des sols liée aux rotations simplifiées, à la substitution de l'herbe par du maïs dans les régions d'élevage et à certains aménagements (suppression des talus, haies, arbres), a nettement favorisé le transfert de matières particulaires dans les eaux de surface. L'excès de turbidité a ainsi provoqué un colmatage des frayères et une dégradation de leur qualité biologique.

Les politiques publiques, tant européenne que nationale, visant à préserver la ressource n'ont pas pour le moment été suffisamment efficaces, malgré les objectifs de résultat définis par la Directive Cadre sur l'Eau à l'échéance 2015. Les gestionnaires de la ressource ont désormais ciblé prioritairement la protection des zones d'alimentation des captages. Cela nécessite une évaluation environnementale à une échelle adaptée aux mesures mises en œuvre, pour juger de leur efficacité et la démontrer auprès des agriculteurs. Ces éléments expliquent les objectifs de cette thèse, à savoir la contribution au développement de méthodes d'évaluation environnementale des activités agricoles à l'échelle des territoires, en complément de celles déjà existantes. Nous avons ainsi utilisé (i) des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère (*ELECTRE*) combinées avec un système d'information géographique au niveau de petits bassins versants élémentaires de 2 à 5 km² (sur le bassin de l'Oir, en *Basse Normandie, Nord-ouest de la France* et celui d'Auradé sur les *Coteaux de Gascogne, Sud-ouest de la France*) (ii) une approche par modélisation spatiale (dénommée *PIXAL*) des risques agro-environnementaux en utilisant la télédétection et un SIG, au niveau d'un grand espace à enjeu environnemental de plusieurs milliers de km², (*Coteaux de Gascogne*).

Dans les deux approches, nous avons montré que des critères choisis de façon pertinente, permettent d'évaluer les risques agro-environnementaux à différents niveaux d'organisation spatiale. L'évaluation à la parcelle agricole (niveau de la prise de décision par les acteurs de terrain) procure une représentation au niveau du bassin versant élémentaire. L'évaluation au pixel de l'image satellitaire (Landsat 5-TM) permet une représentation à différents niveaux de bassins versants emboîtés par agrégation. Ces critères traduisent (1) la vulnérabilité des eaux de surface : pente des terrains agricoles, connectivité entre l'objet spatial à la base du calcul (parcelle ou maille de l'image satellitaire) et le réseau hydrographique, état des berges ; (2) la pression anthropique agricole : occupation du sol par nature de culture et pratiques exercées ; (3) le rôle de régulation de certains aménagements : protection des cours d'eau (dispositifs enherbés, ripisylve) ou limitation du transfert de particules (talus en aval de parcelle). Ils sont appréciés dans les études sur les petits bassins versants. Les résultats d'évaluations des risques agro-environnementaux et des mesures de la qualité des eaux de surface en différents points (prises comme éléments de validation) montrent des gradients comparables. La prise en compte dans la modélisation spatiale, du paramétrage des modèles multicritères effectué à l'échelle de chaque parcelle, a permis d'affiner les résultats de l'évaluation faite sur un grand espace.

En perspective, un couplage entre un modèle d'analyse multicritère type *ELECTRE* avec un modèle spatial, pourrait permettre d'améliorer la performance de l'évaluation aux différents niveaux de l'action publique ou de terrain et d'apporter des éléments de réponse supplémentaires à la problématique du changement d'échelle spatiale.

Mots clés : activités agricoles ; performance environnementale ; qualité des eaux de surface ; risque ; bassin versant ; politiques agro-environnementales ; aide à la décision ; modélisation ; analyse multicritère ; spatialisation ; multiscale ; *ELECTRE* ; *PIXAL*.

Abstract

Assessing the risk of surface water contamination in agricultural watersheds. Multiscale approaches using spatial modelling and multi-criteria analysis for decision support

There is evidence that intensive farming practices applied in *Europe* since the 1960s are responsible for the degradation of certain ecosystems, and a reduction in the quality of surface and ground water. Excessive use of nitrogen-based fertilisers and pesticides have led to high concentrations of these substances being found in rivers, thus compromising raw drinking water sources. Soil erosion – caused by simplified crop rotations, feeding livestock on corn instead of grass, and the removal of elements such as embankments, trees, hedges, etc. – has been conducive to the transfer of these particles into surface water. The resulting turbidity has led to the clogging up of spawning grounds, with many negative effects on their biological quality.

European and national public policies aimed at preserving water resources have not yet had enough time to make any real impact on the current situation, despite the European Water Framework Directive calling for certain objectives to be fulfilled as early as 2015. Water managers are now concentrating their efforts primarily on the protection of water abstraction sites, an initiative which requires a number of measures to be implemented. To analyse the effectiveness of these different environmental protection instruments (and, just as importantly, to convince farmers to adopt them) there needs to be a clear system of assessment applied at the appropriate spatial scale.

Complementing existing approaches, this thesis will focus on the development of methods for carrying out territorial environmental analysis of farming activities. For our study, we used (i) a multicriteria analysis and modelling (*ELECTRE*) combined with a Geographic Information System (GIS) on a selection of small elementary watersheds (ranging in size from 2 km² to 5 km²). These were located in the *Oir basin*, in *Lower Normandy* Region, in northwest *France*, and the *Auradé* basin, in the hills of *Gascony* region, southwest. We also employed (ii) a spatial modelling approach (*PIXAL*) to represent agri-environmental risks. Applied to an environmentally-sensitive area (*hills of Gascony region*) of several thousand square kilometres, the *PIXAL* method involved evaluating agri-environmental risks through a combination of remote sensing and GIS.

In both cases, we showed that choosing the most relevant criteria allows agri-environmental risks to be assessed at different organisational scales. Analysis at farm plot level (where decisions are made by stakeholders in the field) gives a representation of the elementary watershed. Pixel-based evaluation, using satellite imaging (Landsat TM5), provides a nested multi-aggregation view of different watersheds. These criteria indicate (1) the vulnerability of surface water (slopes on farm plots, connections between spatial objects – satellite mesh and parcels of land – and the hydrographic network, state of banks, role of embankments), (2) anthropological pressure caused by farming (land occupation by crop type and practices in use, and - within small watersheds - (3) the role of regulating certain improvements (protection of waterways using grass strips and riparian zones, limiting particle transfer with embankments downstream of parcels). Water samples were taken at around sixteen different sites, with the results in areas that our study had classed as "at risk" indicating a level of particles that seemed to confirm. By applying multi-criteria plot-by-plot parameters to our spatial model, we were able to refine the results of analyses carried out over a larger area.

Placing this study in perspective, coupling *ELECTRE*-style multicriteria analysis with a spatial model could be an effective way to improve analysis at different policy-making and territorial scales, as well as providing additional support where assessment needs to switch between those varying scales.

Keywords: agricultural activities; environmental performance; quality of surface water; risk; watershed; agri-environmental policies; decision support; modelling; multicriteria analysis; spatialisation; multiscale; *ELECTRE*; *PIXAL*.

Resumen

Evaluación del riesgo de contaminación de las aguas superficiales en las cuencas agrícolas. Enfoques multiescala para el modelado espacial y multicriterio análisis para la apoyo a la decisión

Las prácticas agrícolas intensivas realizadas desde la década de 1960 en *Europa*, son responsables de la degradación de los ecosistemas y sobre todo la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. El uso excesivo de fertilizantes y pesticidas de nitrógeno se han traducido en altas concentraciones en los ríos, afectando el agua potable prima. La erosión del suelo se relaciona con la alternativa simplificada a la hierba para el maíz en las zonas ganaderas y ciertos ajustes (eliminación de terraplenes, setos, árboles) rotaciones. Ella favorecía claramente la transferencia de partículas en las aguas superficiales. La turbidez excesiva ha entonces causado un bloqueo de desove y la degradación de su calidad biológica.

Las políticas públicas, europeas y nacionales para preservar el recurso no tiene tiempo suficiente para ser efectiva, a pesar de los objetivos de desempeño establecidos por la Directiva Marco del Agua en 2015. Los administradores de recursos se centran ahora principalmente a la protección de las zonas de captación de abastecimiento de agua. Esto requiere una evaluación ambiental de las medidas adecuadas adaptadas a la escala para juzgar su eficacia y mostrarla a los agricultores. Estos elementos explican los objetivos de esta tesis : la contribución al desarrollo de métodos de evaluación ambiental para las actividades agrícolas en los territorios, además de los ya existentes. Hemos utilizado métodos (i) para el análisis y multicriterio modelado (*ELECTRE*), combinados con un sistema de información geográfica en pequeñas cuencas elementales de 2 a 5 km² (la cuenca del *Oir*, *Baja Normandía*, al noroeste de *Francia* y él de *Auradé* en las colinas de *Gascuña*, al sur-oeste de *Francia*) (ii) enfoque de modelización espacial (denominado riesgo *PIXAL*) agroambiental mediante teledetección y SIG, en un gran espacio de problema ambiental de varios miles de km² (colinas de *Gascuña*).

En ambos enfoques, hemos demostrado que los criterios elegidos apropiadamente, para evaluar los riesgos agro-ambientales en los distintos niveles de organización espacial: la evaluación de tierras agrícolas (nivel de toma de decisiones por parte de los agricultores), con una representación de la imagen al nivel de la cuenca ; evaluación pixel satélite (Landsat TM5), con representación en los distintos niveles de agregación de las cuencas encajadas entre ellas. Estos criterios reflejan (1) la vulnerabilidad de las aguas superficiales: pendiente conectividad entre las tierras agrícolas y el objeto espacial sobre la base del cálculo (trama o imagen de satélite de malla) y la red hidrográfica, los bancos estatales, (2) agrícola presión antropogénica: la tierra según el tipo de la cultura y las prácticas ejercidas, (3) el papel de regular ciertos ajustes: la protección de los cursos de agua (dispositivos de césped, ribera) o limitar la transferencia de partículas (pendiente descendente parcela), apreciados en los estudios de pequeñas cuencas. Los resultados de las evaluaciones de riesgos y las medidas de la calidad de las aguas superficiales en diferentes puntos (tomados como elementos de validación) agroambientales muestran gradientes comparables. Teniendo en cuenta el modelo espacial, el ajuste de los modelos multinivel realizados en cada parcela, ayudó a refinar los resultados de la evaluación en un área grande.

Perspective, un acoplamiento entre un modelo de análisis multicriterio tipo *ELECTRE* con un modelo espacial podría mejorar la evaluación del desempeño en los distintos niveles de la acción pública o de terreno, sino también para que los elementos de respuesta adicional al problema de cambio de escala espacial.

Palabras clave : actividades agrícolas; el desempeño ambiental; la calidad de la superficie del agua de cuencas; riesgo; multiescala; las políticas agroambientales; apoyo a las decisiones; modelado; análisis multicriterio; espacial; *ELECTRE*; *PIXAL*.

Резюме

Оценка риска загрязнения поверхностных вод сельскохозяйственных водоразделов.
Многомасштабные подходы посредством пространственного моделирования и
многокритерного анализа для поддержки принятия решений

Бесспорно, интенсивные методы сельского хозяйства, проводящиеся с 1960 года, в *Европе*, несут ответственность за деградацию экосистем, в частности, за качество поверхностных и подземных вод. Чрезмерное использование азотных удобрений и пестицидов привело к их высокой концентрации в реках, что негативно повлияло на качество сырой питьевой воды. Эрозия почв, связанная с упрощенной системой выращивания, альтернативой травы на кукурузу в животноводстве и некоторые благоустройства (удаление насыпей, изгородей, деревьев), значительно улучшил передачу твердых частиц в поверхностных водах. Чрезмерная мутность воды вызвала блокирование нереста и деградацию их биологического качества.

Общественная политика, как европейская, так и национальная в области сохранения ресурсов не является в настоящий момент достаточно эффективной, несмотря на выполнение задач, поставленных Кадровой Директивой по воде до 2015 года. Менеджеры по ресурсам, отныне, сосредоточены в первую очередь на защите районов снабжения водозаборами. Это требует экологической оценки в масштабе, адаптированном к используемым мерам, для того, чтобы можно было судить об их эффективности и продемонстрировать её земледельцам. Это объясняет цели данной диссертации, а именно, внести свой вклад в развитие методов в дополнение к уже существующим для экологической оценки сельскохозяйственной деятельности в масштабе территорий. Так, мы использовали (i), методы анализа и Multi моделирования (*ELECTRE*) в сочетании с географической информационной системой в небольших водоразделах от 2 до 5 км² (*бассейн Oir*, в *Нижней Нормандии*, на северо-западе *Франции* и *бассейн Auradé*, *Кото де Гасконь*, на юго-западе *Франции*) (ii), подход посредством пространственного моделирования (называемый *PIXAL*) агроэкологического риска с использованием спутникового изображения и ГИС (географическая информационная система), на уровне большой площади в несколько тысяч км² (*Кото де Гасконь*).

В обоих подходах, мы показали, что критерии, выбранные подходящим образом, позволяют оценить агро-экологические риски в различных масштабах: оценка сельскохозяйственного участка (уровень решений принимается сельскохозяйственниками), позволяет получить изображение небольшого водораздела. Оценка пиксель спутниковых изображений (*Landsat TM5*), позволяет изображение водоразделов, взятые путём вложения один в один. Эти критерии (1) показывают уязвимость поверхностных вод: покатость сельскохозяйственных земель, связь между пространственным объектом на основе расчета (участок или пиксель изображений) и гидрографической сетью, состояние берегов; (2) сельскохозяйственная деятельность: занятие земли по типу её возделывания и осуществляемой практики, (3) роль сокращения некоторого обустройства: охрана реки (устройство прибрежной полосы травы), ряда деревьев или ограничение переноса частиц (посредством насыпи), исследуемые на небольших водоразделах. Результаты оценки агроэкологического риска и показатели качества поверхностных вод в различных местах показывают сопоставимые градиенты. Интеграция установки многоуровневых моделей, произведённая на уровне каждого участка, в пространственном моделировании, помогла уточнить результаты оценки, полученной на большой площади.

В перспективе, связь между моделью мультикритерного анализа типа *ELECTRE* с пространственной, могла бы позволить улучшение результата оценки на различных уровнях либо общественных действий в целом, либо участка. Это предоставило бы дополнительные ответы на ряд вопросов об изменении пространственного масштаба.

Ключевые слова : сельскохозяйственная деятельность ; экологические показатели; качество поверхностных вод; риск ; водораздел; агроэкологическая политика; поддержка в принятии решений; моделирование; мультикритерный анализ; пространственность; многомасштабный; *ELECTRE*; *PIXAL*.

Table des matières

Remerciements	III
Résumés : français, anglais, espagnol, russe.....	VII
Liste des Tableaux	5
Liste des Figures	6
Liste des Abréviations.....	9
Glossaire	11
Avant-propos.....	13
Introduction générale.....	15
<u>Chapitre 1. Les facteurs de risques agro-environnementaux. Leurs échelles spatiales d'appréciation. Les méthodes classiques d'évaluation. Un état des connaissances</u>	29
1.1 Les risques agro-environnementaux	31
1.1.1 Définition générale de la notion de risque.....	31
1.1.2 Les risques agro-environnementaux pour l'enjeu de la qualité des eaux.....	31
1.1.2.1 Les risques agro-environnementaux.....	31
1.1.2.2 L'enjeu de la qualité des eaux	34
1.2 La pression anthropique due aux activités agricoles.....	35
1.3 Les processus hydrologiques dans les bassins versants	37
1.4 Les facteurs déterminants les transferts des contaminants agricoles vers les eaux de surface....	40
1.4.1 Présentation des flux des contaminants agricoles sur un bassin versant.....	40
1.4.2 Les facteurs déterminants les transferts de l'azote	41
1.4.2.1 Les différentes formes de l'azote.....	41
1.4.2.2 Les modes de transfert de l'azote vers les eaux	41
1.4.3 Les facteurs déterminants les transferts des produits phytosanitaires.....	44
1.4.3.1 Les principales familles chimiques de PPh et leurs modes d'action	44
1.4.3.2 Les effets des PPh sur l'environnement et conséquences pour la santé humaine.....	45
1.4.3.3 Les phénomènes de rétention, de dégradation dans le sol, et de transfert vers les eaux	46
1.4.3.4 Les dynamiques de variation des concentrations de PPh dans le sol et dans l'eau ...	49
1.4.3.5 Les principales voies de transfert à l'échelle parcellaire.....	50
1.4.3.6 Variation spatio-temporelle des voies de transfert à l'échelle du bassin versant.....	51
1.4.3.7 Influence des pratiques culturales sur le transfert des PPh vers les eaux.....	52
1.4.4 L'érosion hydrique et les transferts de matières particulaires	53
1.4.4.1 Les principaux processus de l'érosion hydrique	53
1.4.4.2 Rôle du milieu physique dans l'érosion et le ruissellement : topographie, nature des sols, contexte hydrologique	55
1.4.4.3 Influence des pratiques agricoles au niveau parcellaire	55
1.4.4.4 Déterminants au niveau du bassin versant.....	57
1.4.4.5 Conséquences de l'érosion, du ruissellement et transfert de particules	58
1.5 Des facteurs régulateurs des transferts de contaminants vers les cours d'eau.....	59
1.5.1 Des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement	59
1.5.1.1 La réduction des intrants lors de l'application	59
1.5.1.2 Les techniques culturales simplifiées.....	60
1.5.1.3 Respect des rotations et cultures intermédiaires.....	61

1.5.2 Des aménagements environnementaux	61
1.5.2.1 Les zones tampons enherbées et boisées.....	62
1.5.2.2 Les périmètres de protection d'un bassin d'alimentation d'un captage d'eau potable.....	63
1.5.2.3 Talus, haies, fossés.....	65
1.5.2.4 Protection des cours d'eau dans les prairies pâturées	65
1.6 Les niveaux spatiaux d'appréciation des risques de transfert	66
1.6.1 Les problèmes d'échelle spatiale en sciences de l'environnement	68
1.6.2 La situation particulière de la gestion de l'eau	69
1.6.3 Les niveaux d'organisation spatiale en agro-environnement	70
1.6.3.1 Les différents niveaux d'organisation	70
1.6.3.2 La question des données de nature et d'échelles différentes	71
1.6.4 Les méthodes de changement de niveaux d'organisation.....	71
1.6.4.1 Les Objets Spatiaux de Référence en agro-environnement	72
1.6.4.2 Des indicateurs spécifiques à chaque niveau d'organisation	72
1.6.4.3 Les démarches agrégatives et désagrégatives.....	72
1.6.4.4 Des modèles intégrés.....	74
1.7 Des méthodes d'évaluation environnementale	76
1.7.1 Les indicateurs agro-environnementaux (IAE)	77
1.7.2 Les modèles	79
1.7.2.1 Une typologie des modèles.....	79
1.7.2.2 Les modèles agro-hydrologiques	79
1.7.2.3 Les modèles spatiaux	81
1.7.3 Les méthodes d'analyse multicritère pour l'aide la décision	82
Conclusion du chapitre.....	88
Chapitre 2. Sites et choix des méthodes d'étude.....	89
2.1 Introduction.....	91
2.2 Les sites d'études.....	92
2.2.1 Bassins versants en Normandie	92
2.2.1.1 Caractéristiques physiques	93
2.2.1.2 Caractéristiques climatiques.....	94
2.2.1.3 L'agriculture et l'environnement paysager	95
2.2.1.4 Flux de MES sur les deux cours d'eau	97
2.2.2 Bassins versants sur les Coteaux de Gascogne.....	99
2.2.2.1 Caractéristiques physiques	101
2.2.2.2 Caractéristiques climatiques.....	104
2.2.2.3 L'agriculture et l'environnement paysager	105
2.2.2.4 Flux de contaminants vers les cours d'eau	109
2.3 Choix des critères et des méthodes pour l'évaluation spatiale des risques agro- environnementaux	114
2.3.1 Choix des critères de l'évaluation des risques	114
2.3.2 Choix des méthodes et outils d'analyse	116
Conclusion du chapitre.....	118
Chapitre 3. Évaluation des risques agro-environnementaux à l'échelle de bassins versants élémentaires	119

3.1 Risques de colmatage des frayères de salmonidés par les MES liées aux pratiques agricoles	121
3.1.1 Introduction.....	123
3.1.2 Background.....	125
3.1.2.1 Study area: a local context, favourable to erosion and runoff phenomena	125
3.1.2.2 Factors favourable to water erosion and runoff.....	126
3.1.3 Procedure for identifying plots sensitive to particle transfer by multicriteria spatial analysis for decision aiding.....	128
3.1.3.1 General structure of the GIS	128
3.1.3.2 Multicriteria analysis for decision aiding: principles and method	129
3.1.4 Results and discussion.....	134
3.1.4.1 Classification of plots according to erosion risk.....	134
3.1.4.2 Discussion.....	137
3.1.5 Conclusions - perspectives	138
3.2 Risque de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires et effets des bonnes pratiques environnementales.....	140
3.2.1 Introduction - Background	143
3.2.2 Equipment and methods.....	145
3.2.2.1 Study site.....	145
3.2.2.2 An overview of the chosen sorting method.....	148
3.2.2.3 Interaction between GIS and MCDA	151
3.2.2.4 Modelling the set of criteria.....	152
3.2.2.5 Modelling the set of categories	156
3.2.2.6 Modelling data imperfections and arbitrariness	156
3.2.2.7 Modelling the role of the criteria.....	157
3.2.2.8 Validation of a risk level	158
3.2.3 Results and discussion.....	158
3.2.3.1 Assignment of agricultural parcels according to pesticide risk and the effect of BEPs	158
3.2.3.2 Sensitivity and robustness of the results	159
3.2.3.3 Discussion.....	160
3.2.4 Conclusions - perspectives	162
Conclusion du chapitre.....	163

Chapitre 4. Évaluation des risques agro-environnementaux sur de grands espaces et relation avec les bassins versants élémentaires 165

4.1 Évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires sur un grand territoire.....	167
4.1.1 Introduction.....	170
4.1.2 Considering levels of spatial organisational in risk assessment: a review	172
4.1.2.1 Models and indicators used for characterizing water contamination risks.....	172
4.1.2.2 Methods for changing spatial organisational levels	172
4.1.3 Materials and methods	176
4.1.3.1 Study area and development context of the risk assessment method	176
4.1.3.2 Implementation of a spatial cognitive method.....	178
4.1.4 Results	183
4.1.4.1 A conceptual model to generalize the contamination risk assessment	183
4.1.4.2 Result of the classification of the picture satellite and pesticide pressure indicator.....	184
4.1.4.3 Level of pesticide contamination risk in surface water	185

4.1.5 Discussion	188
4.1.5.1 Applicability of the PHYTOPIXAL method	188
4.1.5.2 Comparison with other methods	189
4.1.5.3 Validation of the PHYTOPIXAL method	189
4.1.5.4 Limitations and potential improvements of the method	191
4.1.6 Conclusions and outlooks	192
4.2 Évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les transferts d'azote sur un grand bassin versant et relation avec un petit bassin versant expérimental	194
4.2.1 Introduction	196
4.2.2 Materials and methods	197
4.2.2.1 Study site	197
4.2.2.2 General conceptual model combining two methods for varying spatial scales	198
4.2.2.3 Risk assessment for a small area, through the modelling of a combined multi-criteria decision aiding method and GIS.	199
4.2.2.4 The PIXAL multiscale risk assessment methods using remote sensing and GIS	204
4.2.3 Results and Discussion	207
4.2.3.1 Vulnerability of surface waters in the Save watershed	207
4.2.3.2 Land use in 2009 in the Auradé watershed and the Save	207
4.2.3.3 Contamination risks from nitrogen transfers to watercourses	210
4.2.4 Conclusion and perspectives	214
Conclusion du chapitre	216
Chapitre 5. Discussion générale. Validation des méthodes d'aide à la décision	217
5.1 Adéquation des méthodes d'évaluation environnementale aux échelles spatiales de la prise de décision	218
5.1.1 L'évaluation à l'échelle de l'acte de décision des pratiques agricoles	218
5.1.1.1 L'analyse et la modélisation multicritère pour l'évaluation environnementale	218
5.1.1.2 Les apports des méthodes multicritères ELECTRE par rapport à d'autres	218
5.1.2 L'évaluation à l'échelle de la prise de décision des gestionnaires publics	229
5.1.2.1 La modélisation spatiale face au problème posé	229
5.1.2.2. Disponibilité des données	230
5.1.2.3 Relation entre les deux approches mobilisées dans nos travaux	231
5.1.2.4 Comparaison avec d'autres méthodes	232
5.2 Sensibilité, robustesse, validation des résultats	233
5.2.1 Sensibilité et robustesse	233
5.2.1.1 Sensibilité et robustesse en AMCD : proposition méthodologique dans le cas d'un grand nombre d'actions	233
5.2.1.2 Sensibilité et robustesse de la méthode PIXAL	238
5.2.2 Problématique de la validation des résultats	238
5.2.2.1 A l'échelle des petits bassins versants	238
5.2.2.2 A l'échelle de grands espaces	240
5.3 Valorisation de ces méthodes par les acteurs sur le territoire	242
5.3.1 Appropriation des méthodes d'évaluation par les acteurs sur le territoire	242
5.3.2 Contribution de nos méthodes à l'action publique	243
Conclusion du chapitre	245
Conclusion générale Perspectives	247
Références bibliographiques	253
Annexes	279

Liste des Tableaux

Chapitre 1. Etat des connaissances

Tableau 1-01. Les risques environnementaux	32

Chapitre 2. Sites et choix des méthodes d'étude

Tableau 2-01. Résultats moyens des 12 analyses physico-chimiques de sols sur les BV étudiés ..	94
Tableau 2-02. Comparaison des exploitations d'élevage sur les <i>Violettes</i> et le <i>Moulinet</i> n 2008 .	96
Tableau 2-03. Apports moyens en N et rendements moyens (q/ha) de l'Association des Agriculteurs d' <i>Auradé</i> (AAA) et de la région <i>Midi-Pyrénées</i> (Mi-Py).....	108
Tableau 2-04. Principaux résultats des analyses de produits phytosanitaires dans le PAT " <i>Save-Boulouze</i> ", pour 4 campagnes agricoles.....	112
Tableau 2-05. Détections des molécules par rapport aux seuils limites réglementaires dans le PAT " <i>Save-Boulouze</i> "	112
Tableau 2-06. Molécules présentant les concentrations les plus élevées.....	113

Chapitre 3. Évaluation environnementale sur des petits BV

Tableau 3-01. Criteria weighting tests.....	132
Tableau 3-02. Weighting of factor adopted and coefficient values used to calculate indifference thresholds Sq, preference Sp and veto Sv	133
Tableau 3-03. Final ranking of the 112 plots, aggregated into ten classes of risk	134
Tableau 3-04. MCDA scores for the effectiveness of VFSS.....	155
Tableau 3-05. MCDA scores for RZs.....	155
Tableau 3-06. Performances of the characteristic reference parcels, for the five categories	156
Tableau 3-07. Values of the thresholds of indifference (Q), preference (P)	157
Tableau 3-08. Weights of criteria using SRF procedure	157

Chapitre 4. Évaluation environnementale sur de grands espaces

Tableau 4-01. Scores of vulnerability indicators.....	180
Tableau 4-02. Farming land use and scores of pesticide pressure indicator.....	185
Tableau 4-03. Surface corresponding to the levels of contamination risks, depending on aggregation scale: i) 2871 elementary watersheds and ii) 125 hydrologic areas ..	186
Tableau 4-04. Performance of benchmark parcels, for the 5 categories	203
Tableau 4-05. Weighting of criteria	204
Tableau 4-06. Weighting relationships between MCDA and AZOTOPIXAL methods.....	207
Tableau 4-07. Comparison of MCDA differentiated-weight results, vulnerability indicators, and equally weighted results for nitrogen risks on <i>the Save</i> watershed	212
Tableau 4-08. Comparison between nitrogen contamination risk level in 2009, and average nitrate concentration in the six measurement stations.....	213

Chapitre 5. Discussion générale. Validation des méthodes

Tableau 5-01. Répartition du nombre corrigé des parcelles <i>du Moulinet</i> et <i>des Violettes</i> suivant les classes les plus à risque en 2006 et 2008	223
Tableau 5-02. Résultats des traitements complémentaires sous ELECTRE TRI-C et ELECTRE III sur le BV <i>du Moulinet</i> en 2008	226
Tableau 5-03. Typologie des 10 parcelles les plus à risque sur le BV <i>des Violettes</i> en 2008.....	235

Liste des Figures

Chapitre 1. Etat des connaissances

Figure 1-01. Modèle conceptuel d'évaluation des risques agro-environnementaux pour la ressource en eau	32
Figure 1-02. DCE : Notion de bon état des eaux de surface et des eaux souterraines.....	34
Figure 1-03. Impact des activités agricoles sur l'environnement	36
Figure 1-04. Processus hydrologiques dans les bassins versants	38
Figure 1-05. Pratiques agricoles et contamination des masses d'eau	40
Figure 1-06. Différents états de l'azote dans le sol et quantités moyennes par hectare de culture	41
Figure 1-07. Différentes formes et modes de transfert de l'azote vers les eaux	42
Figure 1-08. Principaux processus agissant sur les flux d'azote vers l'eau à l'échelle des territoires.....	43
Figure 1-09. Processus d'écoulements superficiels et souterrains des PPh dans un bassin versant.....	51
Figure 1-10. Stades de dégradation de la surface d'un sol limoneux sous l'action des pluies.....	54
Figure 1-11. Croûte de battance sur un sol limoneux de la région des <i>Coteaux de Gascogne</i>	54
Figure 1-12. Ruissellement et transport de MES vers le ruisseau en aval d'une parcelle de maïs après ensilage, en <i>Basse Normandie</i>	57
Figure 1-13. Zones de production et de concentration du ruissellement sur les versants	57
Figure 1-14. Destruction des berges et des frayères par les animaux en région d'élevage	59
Figure 1-15. Schéma du fonctionnement d'une zone tampon enherbée vis-à-vis de l'interception des PPh	63
Figure 1-16. Différentes fonctions des zones tampons	64
Figure 1-17. Bassin d'alimentation d'un captage d'eau brute pour la potabilisation	64
Figure 1-18. Circulation de l'eau et contrôle de l'érosion dans un paysage de bocage	66
Figure 1-19. Différents niveaux d'organisation spatiale.....	68
Figure 1-20. Évaluation environnementale : niveaux d'organisation spatiale, données, méthodes, résultats	76
Figure 1-21. Modèle PER de l'OCDE.....	77
Figure 1-22. Schéma général du modèle DPSIR.....	78

Chapitre 2. Sites et choix des méthodes d'étude

Figure 2-01. Schéma de l'organisation générale de la thèse	91
Figure 2-02. Localisation des BV <i>des Violettes</i> et <i>du Moulinet</i> , sur la commune-canton d' <i>Isigny Le Buat</i>	92
Figure 2-03. Diagramme ombrothermique établi sur les valeurs mensuelles de la station de <i>St Hilaire du Harcouët</i> (50) de 1991 à 2001.....	95
Figure 2-04. Éléments paysagers sur les bassins <i>des Violettes</i> et <i>du Moulinet</i>	97
Figure 2-05. État des berges avant et après protection, sur les bassins de <i>l'Oir</i>	98
Figure 2-06. Les rivières de <i>la Gascogne</i> et le système <i>Neste</i>	100
Figure 2-07. Bassins versants emboîtés dans le grand bassin hydrographique de la Garonne....	101
Figure 2-08. Ensemble géomorphologique de <i>la Gascogne gersoise</i>	102

Figure 2-09. Illustrations d'états de sols dans le bassin de <i>la Save</i>	103
Figure 2-10. Diagramme ombrothermique à <i>Auch</i> : position centrale des <i>Coteaux de Gascogne</i>	105
Figure 2-11. Paysages du bassin versant de <i>la Save</i>	106
Figure 2-12. Comparaison des pratiques phytosanitaires (Indice de Fréquence de Traitement : IFT) dans l'AAA et sur le BVE <i>d'Auradé</i> (en 2008-2009) avec celles de la région <i>Midi-Pyrénées</i> (IFT Mi-Py 2008)	109
Figure 2-13. Mesures de concentrations en nitrates sur le BVE <i>d'Auradé</i> de 1985 à 2006	110
Figure 2-14. Schéma synthétique des facteurs déterminants du risque de contamination des ESU et quelques variables associées	115

Chapitre 3. Evaluation environnementale sur des petits BV

Figure 3-01. Location of the areas of studies	126
Figure 3-02. General flowchart of the methodology	128
Figure 3-03 General structure of the geographic information system and relations with the MCDA.....	129
Figure 3-04. General principle of the outranking method.....	133
Figure 3-05. Classification of the 100% plots at risk of particle transfers in 2008, in the watershed of <i>Violettes</i> , with sequential cropping	135
Figure 3-06. Classification of the 25% plots at risk of particle transfers in 2008, with sequential cropping	136
Figure 3-07. Simulation of a classification of the 27% plots at risk in 2008, without any sequential cropping.....	136
Figure 3-08. Location of the study site (<i>Southwest of France</i>)	146
Figure 3-09. Aggregation of soil types in <i>Auradé</i> watershed into four main categories	147
Figure 3-10. <i>Auradé</i> watershed: land use in 2010	148
Figure 3-11. Assignment process in ELECTRE TRI-C, (a) descending rule selecting process (b) ascending rule selecting process	150
Figure 3-12. General diagram of the method combining GIS and MCDA.....	151
Figure 3-13. Various criteria analysed for the assessment of pesticide risks and BEPs effects ..	153
Figure 3-14. <i>Auradé</i> watershed: spatialised results of MCDA modelling for pesticides with effect of BEPs.....	158
Figure 3-15. <i>Auradé</i> watershed: agricultural parcels with a risk increase, without any BEPs effect.....	159

Chapitre 4. Évaluation environnementale sur de grands espaces

Figure 4-01. Different spatial organisational levels, data and methods.....	174
Figure 4-02. Location of the study area in south-western France.....	177
Figure 4-03. Example of different spatial organisational levels in the " <i>Coteaux de Gascogne</i> " ..	178
Figure 4-04. Overall structure of the PHYTOPIXAL method and its different scales of results	179
Figure 4-05. Distance to watercourses	181
Figure 4-06. Conceptual model of the generic PIXAL method.....	184
Figure 4-07. Land use in the study area.....	185
Figure 4-08. Estimated risk at the scale of the elementary watersheds	186
Figure 4-09. Estimated risk at the scale of the intermediate watersheds.....	187

Figure 4-10. Distribution of IPS values and Shannon diversity indices in the 4 Phytopixal categories tested.....	190
Figure 4-11. An overview of the scaling change issue and location of the study site	198
Figure 4-12. General conceptual model combining two methods	199
Figure 4-13. Different criteria used and relations between GIS and MCDA.....	201
Figure 4-14. Overall structure of the AZOTOPIXAL method and its different scales of results....	206
Figure 4-15. Surface water vulnerability, combining indicators of slopes, soils nature and hydrographic network with weighting obtained from MCDA model.....	208
Figure 4-16. Land use in 2009 in <i>the Auradé</i> watershed	209
Figure 4-17. Land use in 2009 in <i>the Save</i> watershed	209
Figure 4-18. Risks of nitrogen transfers in surface waters in 2009 in <i>the Auradé</i> watershed.....	210
Figure 4-19. Risks of nitrogen transfers in <i>the Save</i> watershed surface waters, in 2009, using differentiated weights of vulnerability indicators	211
Figure 4-20. Cumulated risk values in Save watercourse and measuring stations for surface water.....	214

Chapitre 5. Discussion générale. Validation des méthodes

Figure 5-01. Évolution temporelle entre 2006 et 2008 des rangs du risque de transfert de MES pour chaque parcelle sur le <i>BV des Violettes</i>	222
Figure 5-02. Distribution des 185 parcelles du <i>Moulinet</i> en 4 catégories de risque par ELECTRE TRI-C.....	227
Figure 5-03. Distribution des 77 parcelles de la classe C3 définie par ELECTRE TRI-C en 2 sous catégories après classement par ELECTRE III, en 2008.....	227
Figure 5-04. Distribution des 112 parcelles en 4 catégories à risque sur le <i>BV des Violettes</i> par <i>ELECTRE TRI-C</i> , en 2008.....	228
Figure 5-05. Travaux de protection des cours d'eau mis en œuvre par le Syndicat de rivière de <i>l'Oir</i> sur le BV du <i>Moulinet</i> en 2006-2010.....	228
Figure 5-06. Résultat de l'analyse de robustesse pour le critère Connexion sur le <i>BV des Violettes</i> en 2008.....	235
Figure 5-07. Résultat de l'analyse de robustesse pour la Pondération sur le <i>BV des Violettes</i> en 2008.....	237
Figure 5-08. Structure du modèle de spatialisation du ruissellement et du transfert des MES...	239
Figure 5-09. Observations au microscope optique de frustules normaux et anormaux de différentes espèces de diatomées benthiques	241

Liste des Abréviations

AB : Agriculture Biologique
AD : Agriculture Durable
ADBx : UR "Aménités et Dynamique des Espaces Ruraux, à Irstea - centre de Bordeaux-Cestas
AE : Agro-environnement
AEAG : Agence de l'Eau Adour-Garonne
AHP : Analytic Hierarchy Process (Analyse selon le processus hiérarchique)
AMCD : Analyse multicritère pour l'aide à la décision ou Aide multicritère à la décision
ANDa : Association Nationale de Développement Agricole
AR : Agriculture Raisonnée
AEAG : Agence de l'Eau Adour Garonne
AESN : Agence de l'Eau Seine Normandie
BV : Bassin versant
CACG : Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne
CE : Commission Européenne
CEE : Communauté Economique Européenne
CEDAPA : Centre d'Étude pour un Développement Agricole Plus Autonome
CGDD : Commissariat Général au Développement Durable
CIPAN : Culture Intermédiaire Piège A Nitrates
DCE : Directive Cadre Européenne sur l'eau (n°2000/60/CE)
EA : Exploitation Agricole
EcoLab : Laboratoire d'écologie fonctionnelle et environnement (UMR Université Paul Sabatier Toulouse / CNRS / INPT-ENSAT)
ELECTRE : ELimination Et Choix Traduisant la REalité
FAO : Food and Agriculture Organisation (Organisation pour l'agriculture et l'Alimentation au sein de l'Organisation des Nations Unies)
FEADER : Fonds européen agricole pour le développement rural
GP : Méthode de Georges PERRIN de calcul des couts
Ha : Hectare
IGN : Institut Géographique National
Km² : Kilomètre carré (1 km² = 100 ha)
LAMSADE : Laboratoire d'Analyse et de modélisation de Systèmes d'Aide à la Décision (UMR Université Paris-Dauphine / CNRS).
MAE : Mesure Agro-Environnementale (ou Agri-Environnementale en version anglo-saxone)
MAET : Mesure Agro-Environnementale Territorialisée

MAUT : Multi-attribute Utility Theory (Théorie de l'utilité multi-attribut)

MACBETH : Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation TecHnique

MES : Matières En Suspension

MNT : Modèle Numérique de Terrain

NQE : Norme de Qualité Environnementale

ORESTE : Organisation, Rangement Et Synthèse de données relationnelles

PAC : Politique Agricole Commune

PE : Performance Environnementale

PMPOA : Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole

PPh : Produits phytosanitaires

PROMETHEE : Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluation

QUALIFLEX : Flexible Qualification Multiple-Criteria Decision method

REACH : Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SAU : Surface Agricole Utilisée

SEQ eau : Système d'Évaluation de la Qualité des eaux en France

SIG : Système d'Information Géographique

SIRS : Système d'Information à Référence Spatiale

SMART : Simple Multi-Attribute Rating Techniques

SWAT : Soil and Water Assessment Tool

TNT2 : Topography-based Nitrogen Transfer and Transformations

TOPSIS : Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution

UE : Union Européenne

UIPP : Union des Industries de la Protection des Plantes

UTA : UTilités Additives (méthode d'agrégation multicritère)

Glossaire

Abiotique : En écologie, les facteurs abiotiques représentent l'ensemble des facteurs physico-chimiques d'un écosystème influençant sur une biocénose donnée. C'est l'action du non-vivant sur le vivant. Opposables aux facteurs biotiques, ils constituent une partie des facteurs écologiques de cet écosystème

Adventice : En agronomie, ce terme désigne une plante herbacée ou ligneuse indésirable à l'endroit où elle se trouve, désignée dans le langage courant par l'expression de *mauvaise herbe*.

ArcInfo : L'un des premiers logiciels de SIG.

ArcGIS : Logiciel SIG de dernière génération

Bocage : région où les champs et les prés sont enclos par des levées de terre (talus) portant des haies ou des rangées d'arbres qui marquent les limites de parcelles de tailles inégales et de formes différentes, et où l'habitat est dispersé généralement en fermes et en hameaux.

Bonnes Conduites Agricoles et Environnementales (BCAE) : cette notion recouvre toutes les mesures mises en place dans l'Union Européenne, dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC), en contrepartie de versements d'aides financières aux agriculteurs. Elles doivent représenter une surface agricole utilisée minimale, par exemple 3% en 2012 (sous forme par exemple de : bandes enherbées, jachères, haies, prairies en zones humides, etc.).

Bassin versant : ou *bassin hydrographique* est un espace géographique alimentant un cours d'eau et drainé par lui. Il a pour axe le cours d'eau principal et pour limite la ligne de partage des eaux séparant les bassins hydrographiques adjacents.

Effet de Foehn : phénomène météorologique créé par la rencontre de la circulation atmosphérique et du relief, quand un vent dominant est entraîné au-dessus d'une chaîne montagneuse et redescend de l'autre côté après l'assèchement de son contenu en vapeur d'eau

Lixiviation : processus au cours duquel l'eau s'infiltre et percole dans un sol agricole pollué par des pesticides ou nitrates en entraînant par dissolution certains sels, ions ou substances solubles et finit dans une nappe superficielle ou dans la nappe phréatique.

Méthode de Jenks : Méthode mathématique de discrétisation des données en classes, basée sur la maximisation des variances interclasses et sur la minimisation des variances intraclasse : les individus au sein d'une même classe sont les moins dispersés possibles (homogénéité) tandis que les classes sont les plus éloignées les unes des autres (hétérogénéité).

Mesures agro-environnementales (MAE) : sont des mesures incitatives à des changements de pratiques des agriculteurs par des aides financières spécifiques (Réduction de doses d'intrants, allongement des durées de rotation...), contrairement aux BCAE qui sont obligatoires en application de la PAC. Certaines d'entre elles sont territorialisées (MAET) dans le cadre de dispositifs tel que *Natura 2000*, ou des *Plans d'Action Territoriale* des Agences de l'Eau.

Normes de Qualité Environnementale (NQE) : une NQE représente la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote, qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et les écosystèmes. L'annexe VIII de la DCE liste 83 substances jugées prioritaires au niveau national.

Pollution diffuse : pollution des eaux due non pas à des rejets ponctuels et identifiables, mais à des rejets issus de toute la surface d'un territoire en provenance d'une multitude de points non dénombrables et transmis aux milieux aquatiques de façon indirecte ou à travers le sol, sous l'influence de la force d'entraînement des eaux en provenance des précipitations ou des irrigations. Elle est d'autant plus préjudiciable que le nombre de sites concernés (à l'origine des pollutions) est important.

Pollution ponctuelle : toute pollution dont l'origine peut être localisée géographiquement de façon précise. Elle peut être issue d'un site unique (par exemple point de rejet d'un effluent) ou de plusieurs sources géographiquement localisables proches les unes des autres, peu nombreuses et parfaitement dénombrables.

Ruissellement : écoulement par gravité de l'eau à la surface du sol. Il est de type hortonien lorsque la capacité d'infiltration du sol est insuffisante vis-à-vis de l'intensité de la pluie, et dit par saturation, lorsque le sol est totalement saturé, mais celui-ci est plus rare sous climat tempéré.

Sol limoneux : sol dont les composants minéraux sont principalement constitués de limons, formation sédimentaire dont la taille des grains est intermédiaire entre celle des argiles et des sables (environ 2 et 20 micromètres). Ces sols sont fertiles mais leur principal défaut est le risque de battance et de tassement (formation d'une semelle de labour).

Structure d'un sol : elle représente le mode d'organisation des différentes particules de sable, de limon et d'argile entre elles pour former des agrégats; elle est décrite en termes de degré de structure (intensité d'agrégation), de classe (taille moyenne des agrégats) et de type de structure (forme de l'agrégation), ainsi que par la nature et la distribution des pores et des canaux capillaires.

Système d'Évaluation de la Qualité des Eaux (SEQ Eau) : il a été développé en France depuis 1971 pour les eaux de surface et fin des années 1990 pour les eaux souterraines (version adoptée en 2002 par le Ministère en charge de l'écologie). Il repose sur les altérations des masses d'eau suivant des mesures effectuées de la qualité physico-chimique à partir des indices courants (micropolluants organiques dont pesticides, nitrates et phosphore, paramètres d'oxygénation de l'eau) et de la qualité biologique pour les cours d'eau, à partir d'un inventaire des végétaux, des invertébrés, des poissons.

Système d'Information géographique (SIG) : système d'information permettant de créer, d'organiser et de présenter des données alphanumériques spatialement référencées (ou géoréférencées) et de produire des plans et des cartes en 2D et 3D. Ses usages couvrent les activités géomatiques de traitement, de partage et de diffusion de l'information géographique.

Système d'Information à Référence Spatiale (SIRS) : terme générique qui désigne l'ensemble des procédures et des règles destinées à structurer les activités de conception et d'utilisation de l'information géographique

Texture d'un sol : elle correspond à la répartition dans ce sol des minéraux suivant leur granulométrie (en fait, diamètre des particules supposées sphériques) indépendamment de la nature et de la composition de ces minéraux. La texture du sol ne tient pas compte du calcaire et de la matière organique.

Avant-propos

Cette thèse est le fruit de mon travail de recherche et d'expertise en qualité d'*Ingénieur-chercheur en agro-environnement* à l'*Irstea-Centre de Bordeaux*, depuis une dizaine d'années, sur les questions d'évaluation environnementale des activités agricoles à de multiples échelles territoriales.

L'expérience acquise repose sur la méthodologie mise en œuvre au cours de projets de recherche européens, nationaux, inter-régionaux et les travaux qui en résultent. La rédaction de ce document a été menée au cours des trois dernières années, parallèlement à la conduite de ces projets, grâce notamment à l'appui d'*Irstea*, qui m'en a offert l'opportunité.

Ainsi, le cœur de cet ouvrage de thèse est nourri par quatre publications scientifiques. Leur thématique et rédaction ont été conçues suivant les objectifs de ce travail, déclinés en questions de recherche, intégrées après un état de l'art classique autour des problématiques de risque, de transferts de contaminants vers les eaux de surface, de méthodes d'évaluation environnementale.

Afin de faciliter la lecture de l'ouvrage, certaines abréviations ou mots* sont définis dans la liste des abréviations ou dans le glossaire.*

Introduction générale

Des besoins de productivité agricole et leurs conséquences écologiques

L'agriculture a toujours eu pour mission essentielle de nourrir les populations. Après la seconde guerre mondiale, face à la pénurie alimentaire, un virage important avait été pris dans le développement de la production agricole en *Europe*, d'abord avec la mise en œuvre du plan Marshall, dès 1947, puis avec la signature du traité de Rome en 1957 (Baumier, 1979; Gervais et al., 1992; Jean et Périgord, 2009). En France, les lois d'Orientation Agricole de 1960 et 1962 ont véritablement donné l'élan de l'organisation économique : organisation des filières, modernisation des exploitations agricoles familiales d'une dimension économique considérée comme viable, en vue d'accroître leurs niveaux de production ; politique d'installation des jeunes agriculteurs formés aux techniques modernes de production en facilitant parallèlement le départ en retraite des agriculteurs âgés (Miquel, 2001). Les progrès de la génétique végétale et animale, de la "chimie verte", des technologies de production, de la mécanisation ont permis d'atteindre puis de dépasser les objectifs initiaux en besoins alimentaires nationaux et de faire de l'agriculture une puissance exportatrice. En trois décennies, les rendements ont été multipliés par trois à quatre pour les céréales à paille et par six pour le maïs. En 1945, un agriculteur français nourrissait une dizaine de personnes, une soixantaine en 1995, et environ une centaine en 2010 (Pujol et Dron, 1999).

L'évolution de la productivité nécessaire pour répondre aux besoins alimentaires de la croissance démographique d'après guerre s'est en fait transformée en course au productivisme. La différence de terminologie est essentielle : si l'augmentation de productivité peut se faire en tenant compte des autres piliers de la durabilité, à savoir l'environnement et le social (Perret, 2005), le productivisme n'a guère d'autre souci que celui du développement économique et du profit financier. Son essor a été lié à la puissance de groupes agro-pharmaceutiques, multinationales encourageant l'usage excessif et démesuré des fertilisants et des produits phytosanitaires, avec un relai bien structuré de préconisateurs technico-commerciaux sur le terrain, souvent émanant des instances professionnelles agricoles (coopératives notamment). Cette "modernisation" de l'agriculture s'est d'abord traduite par un exode rural massif (Baumier, 1979; Miquel, 2001), parallèlement à l'agrandissement des structures des exploitations agricoles et des parcelles de production sous l'effet notamment de restructurations foncières dont le remembrement, souvent dévastateur des éléments paysagers protecteurs de l'érosion et des cours d'eau (Michelin et Gauchet, 2000).

Ainsi, durant un demi-siècle, les paysans, à l'origine proches de leur environnement physique et biologique, ont changé de statut au sein de la société (Bonny, 2005). Ils sont devenus des agriculteurs, voire des chefs d'entreprise dans le cas d'exploitations agricoles de taille importante (Gervais et al., 1992; Miquel, 2001; Nallet, 2010). Les excès de ce productivisme engendrent parallèlement une forte dégradation de la qualité des milieux : des sols, des eaux de surface et souterraines, de la biodiversité en particulier dans les espaces concernés par les pratiques culturales intensives (Pelt, 2001; Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005).

Cette thèse est consacrée à l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles, notamment par la considération des risques de dégradation de la qualité des eaux de surface. Aussi, dans ces éléments de contexte, il nous a paru d'abord essentiel de considérer les conséquences environnementales des excès des pratiques culturales sur la qualité des eaux ; puis d'analyser l'évolution des politiques publiques mises en œuvre, afin d'orienter la production dans le sens de la préservation des écosystèmes.

Une dégradation de la qualité des eaux :

○ Par les fertilisants d'origines organique et minérale

Le rapport *Hénin* (1980) marque une prise de conscience des questions environnementales par l'agronomie, à commencer par les conséquences des excès d'azote sur les milieux aquatiques. Déjà de multiples recherches et études mettent en évidence la contamination des eaux par les excès d'azote (*Soumagnat, 1981 ; Probst, 1985 ; CFEDFR et ANPP, 1987 ; Faruggia et Simon, 1994 ; Chaussat, 1996 ; Cemagref et CACG, 1997*). Les agronomes attirent l'attention des pouvoirs publics (*Sebillotte et Meynard, 1990 ; Sebillotte, 1994*). En France, le Comité d'Orientation pour les Pratiques respectueuses de l'Environnement (CORPEN) a publié plusieurs ouvrages spécifiques en référence à la pollution azotée (*CORPEN, 1988, 1991a, 1991b, 1991c, 1993, 1999, 2001, 2006*).

Dans les régions de grandes cultures, les engrais minéraux azotés ont été épandus massivement, bien au-delà des besoins physiologiques des plantes. En effet, cette surfertilisation constituait une assurance pour garantir les meilleurs rendements, afin de compenser la stagnation, voire la diminution en monnaie constante des prix agricoles (*Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005*), à une époque où le rapport entre le coût de l'azote et le bénéfice en rendement supplémentaire était largement en faveur de la surfertilisation. Mais les excès azotés non absorbés par les plantes ont peu à peu envahis les cours d'eau et les nappes souterraines (*CFEDFR et ANPP, 1987 ; Cheverry, 1998*).

En production animale, l'intensification des élevages liée à l'augmentation de leur taille mais surtout à leurs performances, sur des surfaces agricoles devenues insuffisantes, a conduit à une production excessive de lisiers très concentrés en matières azotées et phosphorées que les sols ne pouvaient plus absorber, compte tenu de leur saturation (*Turpin et al., 1997 ; 2000*). Cette situation contribuait ainsi au transfert des nutriments organiques vers les eaux de surface et souterraines, dont la conséquence était une augmentation importante de leur concentration dans les hydrosystèmes. Les multiples phénomènes d'eutrophisation dans des eaux stagnantes ou sur les zones côtières touristiques telles que les plages bretonnes, ainsi que la contamination des points de captage des eaux en vue de l'adduction d'eau potable sont les conséquences de ces excès, encore largement médiatisés (*Senet, 2012a*).

Ainsi, l'agriculture française contribue à près de 75 % des apports en nitrates et à 22 % des apports en phosphore dans les eaux de surface. Face à cette problématique commune aux différents États membres, l'Union Européenne (UE) avait adopté en décembre 1991, la Directive 91/676/CEE "Nitrates" concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles (*CE, 1991*). Des scénarii de lutte contre les pollutions ponctuelles (rejets des lisiers depuis les bâtiments d'élevage) et diffuses ont alors été engagés depuis une vingtaine d'années, notamment avec le soutien d'aides publiques de l'UE, de l'État et des collectivités territoriales dans le cadre des Programmes de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (*MATE, 2001*) pour assurer la mise aux normes des élevages polluants (*PMPOA 1 en 1993 et PMPOA 2 en 2003*). Ces aides ont permis la mise aux normes des élevages de taille les plus importantes, de façon à résoudre prioritairement le problème de la pollution ponctuelle des excès de matières azotées (*Buscat, 2002*). Cependant, les élevages plus modestes, souvent nombreux sur l'ensemble des zones concernées n'ont pas toujours pu bénéficier de ces aides durant la période de programmation.

Depuis une vingtaine d'années, la contamination des eaux par les nitrates s'est "globalement" stabilisée (*CGDD, 2009 ; Annexe 1*). Néanmoins, 20% des points du réseau principal de mesure national demeurent classés en qualité médiocre ou mauvaise (*CE, 2000*). Il convient cependant de noter que même les ruisseaux secondaires, non contrôlés au cœur des bassins versants d'agriculture intensive, présentent des valeurs de concentration en NO₃, assez souvent supérieures à la norme légale maximale pour la potabilisation de 50 mg/l (*Lavie, 2005 ; Ferrant, 2011*). De plus, les

conséquences écologiques (algues vertes) sont toujours d'actualité dans les régions où les excès étaient les plus marquants. C'est notamment le cas de la *Bretagne* eu égard à la forte concentration des élevages: 7% de la surface agricole française mais la moitié des élevages de porcs et de volailles et près d'un tiers des bovins (*Senet, 2012c*). La récente polémique autour de la gestion des algues vertes sur le littoral breton en témoigne. La commission de *Bruxelles* a d'ailleurs lancé un contentieux à l'égard du gouvernement français en l'assignant devant la cour de justice de l'UE pour motif d'incapacité à lutter contre la pollution des eaux par les nitrates, en d'autres termes, pour non application de la Directive Nitrates de 1991 (*Senet, 2012b ; 2012c*).

○ Par les produits phytosanitaires

L'augmentation des rendements agricoles tient aussi à la protection des plantes par l'usage de produits phytosanitaires eu égard à la lutte contre les cryptogames et les ravageurs et à la gestion de la concurrence des adventices pour les éléments minéraux, l'eau, l'espace de développement. Ces produits phytosanitaires sont encore dénommés produits phytopharmaceutiques, ou *pesticides*. En réalité, ce terme présente une acception plus large, car il fait référence non seulement aux substances phytosanitaires mais aussi zoosanitaires, les produits de traitements conservateurs du bois, et de nombreux produits à usage domestique.

Les produits phytosanitaires ont été utilisés à fortes doses durant au moins trois décennies, avec des molécules particulièrement toxiques pour la santé humaine (notamment cancérigènes) et les milieux biotiques. C'est notamment le cas d'insecticides tels que Parathion, Lindane, DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) qui ont une rémanence dans les sols d'une quinzaine d'années (*Briel et Vilain, 1999*), ainsi que des herbicides tels que Paraquat, Diuron, Simazine. Plus de 900 molécules étaient homologuées dans les années 1990 (*Pujol et Dron, 1998*). La plupart d'entre elles sont désormais interdites d'usage, dont beaucoup de molécules hydrophobes (*Cheverry, 1998 ; Miquel, 2003a ; 2003b*), compte tenu de leurs effets néfastes pour la santé humaine et l'environnement.

Actuellement, on compte 440 substances actives homologuées en France (*Couteux et Lejeune, 2010*). Certes, la France est le premier pays producteur agricole en Europe, mais elle est aussi le premier consommateur européen de produits phytosanitaires et le troisième au niveau mondial. Les ventes de ces produits représentaient 95 000 tonnes de matières actives / an, fin des années 1990, contre 62 700 tonnes en 2011 (dont près de 80% de produits de synthèse et 20% de cuivre et soufre) (*Annexe 2*), ce qui représente un chiffre d'affaires (Ch.Af.) pour l'industrie phytosanitaire de 1,9 milliards d'euros (*UIPP, 2012*). Cette diminution du tonnage utilisé s'explique notamment par celle des doses homologuées/ha pour les nouvelles molécules. L'agriculture utilise 90% de ce tonnage. Les 10% restants sont utilisés pour l'entretien des infrastructures routières et ferroviaires, des espaces verts, des trottoirs, traitement du bois et à divers usages privés (jardinage, traitement des locaux...).

Au niveau mondial, la filière phytopharmaceutique en 2011 représentait un Ch.Af. de 44 milliards de dollars, dont 27,7% en Europe, 26,4% en Asie, 22,9% en Amérique Latine, 19,1% en Amérique du Nord et 4% en Afrique (*UIPP, 2012*). Les herbicides représentent 45,2% du Ch.Af., les insecticides 26,1%, les fongicides 25,9% et divers 2,9%. Cette réussite économique des multinationales de l'industrie phytopharmaceutique trouve ses conséquences dans la contamination des hydrostèmes. Cela est d'autant plus marqué pour les herbicides, principal groupe de phytosanitaires utilisés, dont les substances actives sont épandues sur toute la surface du sol des cultures concernées. De multiples recherches et études en témoignent largement à travers le monde (*Van der Werf, 1996 ; Willett, et al., 1997 ; Arnold et al., 1998 ; Cheverry, 1998 ; Beernaerts et al., 2001 ; Miquel, 2003 ; Barriuso, 2004 ; Auberthot et al., 2005 ; Carvalho, 2006 ; Reichenberger et al., 2007 ; Soulas, 2007 ; Stenemo et Jarvis, 2007 ; Blenkinsop et al., 2008 ; Centofanti et al., 2008 ; Hildebrandt, 2008 ; OCDE, 2008 ; Wang et Keller, 2009 ; Boithias et al., 2010 ; Sieber, 2010 ; Surgan et al., 2010 ; Taghavi et al., 2011*).

Les transferts des produits phytosanitaires d'origine agricole essentiellement depuis les parcelles d'épandage vers les cours d'eau sont connus (Brice, 1974 ; Henin, 1980 ; Van der Werf, 1996 ; Aurousseau, 1998 Carluer et Gouy, 2001 ; Gouy et Gril, 2001; Grebil et al. 2001; Voltz et Louchart, 2001; Calvet et al. 2002, 2005; Gril et Lacas, 2004). La toxicité des molécules pour les utilisateurs, les consommateurs, et les milieux biotiques est désormais avérée (Barriuso, 2004; Aubertot et al. 2005). Plusieurs ouvrages du CORPEN font également référence en matière d'usage des produits phytosanitaires (CORPEN, 1993, 1995, 1996, 1997, 1999, 2001, 2003a, 2003, 2007).

Au début des années 1990 se sont développées en France des opérations régionales volontaires Phyto-mieux, sous l'égide des organisations professionnelles agricoles, destinées à optimiser les pratiques phytosanitaires, depuis le stockage des produits à la ferme, la préparation du traitement, le remplissage du pulvérisateur, l'épandage des produits, le nettoyage du matériel, la gestion des effluents de pulvérisation, jusqu'au recyclage des bidons vides et des reliquats de produits inutilisés. Ces opérations, toujours en vigueur, sont destinées à lutter contre les pollutions ponctuelles et diffuses, afin de préserver les masses d'eau et particulièrement les points de captage en vue de l'alimentation des réseaux d'adduction d'eau potable. Des instances régionales, Groupes Régionaux d'Action contre la Pollution par les produits phytosanitaires (GRAMIP en *Midi-Pyrénées* : GRAP en *Aquitaine*) qui sont des émanations du CORPEN, et représentant tous les acteurs de la filière, tentent de définir et de coordonner des programmes d'actions visant à la préservation ou la reconquête de la qualité d'eau vis à vis des produits phytosanitaires et à la sensibilisation des utilisateurs agricoles et non agricoles. Néanmoins, malgré toutes ces actions, les constats de la pollution des milieux aquatiques régulièrement publiés suite aux synthèses des différents acteurs sur le terrain (Agences de l'eau, Agences Régionales de santé) présentent un bilan très lourd de cette situation récurrente depuis les dernières décennies (IFEN, 2007 ; CGDD, 2010). Selon ces observations, la présence des pesticides est généralisée dans les eaux de surface (91% des points de mesure en contiennent) et dans les eaux souterraines (pour 55% des points) sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les substances les plus fréquemment rencontrées aussi bien dans les cours d'eau que dans les eaux souterraines sont, dans la quasi-totalité des cas, des herbicides et principalement dans les eaux de surface, le diuron, l'isoproturon ainsi que le glyphosate et son métabolite l'AMPA (acide aminométhyl-phosphonique). Dans les eaux souterraines, les substances majoritaires sont l'atrazine déséthyl (DEA), métabolite de l'atrazine (bien qu'interdite depuis 2003 !) ainsi que le glyphosate et l'AMPA. Le niveau de détérioration de la qualité des eaux est conséquent. Ainsi, 36% des points en eaux de surface ont une qualité moyenne à mauvaise (CE, 2000), et 25% pour les eaux souterraines présentent une qualité médiocre à mauvaise (CGDD, 2010). Les points de captage des eaux brutes en vue de leur traitement pour l'adduction d'eau potable sont menacés, ce qui impose aux agences de l'eau en France de renforcer les mesures de protection et de déterminer au préalable des zonages à risque dans les périmètres des captages.

Dès 1975, la Communauté économique européenne avait adopté la Directive 75/440/CEE concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres (CEE, 1975). Ces dispositions ont ensuite été incluses dans la Directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (CE, 2000). La Directive 98/83/CE, relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, présente les normes à respecter pour les divers usages de l'eau. Ainsi, les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux brutes destinées à la consommation humaine ne doivent pas dépasser 0,1 µg/l pour une substance active, et 0,5 µg/l pour l'ensemble des molécules en l'absence de traitement, et respectivement 2 µg/l et 5 µg/l s'il est prévu un traitement spécifique des eaux brutes (le plus souvent par filtration sur charbon actif). Plus récemment, la Directive 2009/128/CE (CE, 2009a) instaure un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable et fixe notamment les conditions de vente et d'application des produits phytosanitaires. Le règlement n° 1107/2009 (CE, 2009b) du Parlement européen et du Conseil édicte les mesures à respecter pour la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques.

En France, les résultats de la consultation nationale sur la problématique environnementale dans le cadre du Grenelle de l'Environnement (MEDDTL, 2007a ; 2007b) ont été traduits, en ce qui concerne la protection des milieux naturels, dans la loi n° 2009-967 de programmation, avec un objectif de réduction de moitié des usages de produits phytopharmaceutiques et des biocides en dix ans (JORF, 2009 ; MEDDTL, 2010). Ces dispositions sont actuellement mises en œuvre dans le cadre du Plan Interministériel français Ecophyto 2018 (MAP, 2008). Une telle orientation politique en vue de passer d'un système global productiviste à un système plus durable nécessite de profondes mutations dans les pratiques de protection phytosanitaire et de façon plus globale, de production (Butault et al., 2010 ; MAAPRAT-MEDD, 2011). L'année 2009 a ainsi marqué une rupture dans les ventes de produits phytosanitaires, par rapport au rythme précédent, avec une diminution de 20% du tonnage (UIPP, 2011). Cependant, cet indicateur de ventes doit toutefois être analysé avec prudence, du fait que les nouvelles molécules phytosanitaires sont souvent homologuées à des doses très faibles de l'ordre de quelques dizaines de grammes par hectare. De plus, les tonnages 2010-2011 par rapport à la campagne précédente montrent une évolution de +2,7%.

○ Par les transferts de matières particulières issues de l'érosion et du ruissellement

Par ailleurs, l'intensification des pratiques agricoles souvent liée à l'accroissement des surfaces d'exploitation et des parcelles culturales ont aussi fortement contribué à modifier le paysage rural : suppression des bois, bosquets, haies, talus bocagers qui permettaient de limiter l'érosion physique et bloquer les transferts de matières particulières. (Mérot et al., 1995, 1999, 2004 ; Mérot, 2006 ; Baudry et al., 2000, 2004) auxquelles sont étroitement associés les polluants comme les métaux lourds et certains pesticides (Probst, 1985 ; Atteia, 1992 ; Probst et Suchet-Amiotte, 1992 ; Lecomte, 1999 ; Monestiez et al., 2004). Les phénomènes d'érosion des sols et de ruissellement des eaux chargées de particules et de substances hydrophobes, adsorbées, dont certaines molécules phytosanitaires (par exemple acéclonifène) se sont alors accentués et ont fait l'objet de multiples études de la part des agronomes et géographes (Auzet et al., 1987 ; Boiffin et Papy, 1988 ; Gril et Duvoux, 1991 ; Papy, 1992 ; King et al., 1992 ; Delahaye, 1992 ; Souchère, 1995 ; Cros-Cayot, 1996 ; Ludwig et al., 2000 ; Martin et al., 2000 ; Le Bissonnais et al., 2002).

Parallèlement à ces phénomènes érosifs et de transfert vers les eaux de surface, l'impact des flux de matières particulières sur les écosystèmes des milieux aquatiques, a engendré une diminution importante des populations de poissons dont les salmonidés, conséquence du colmatage des frayères (Gouraud et al., 2001 ; Baglinière et Marchand, 2002 ; Malcolm et al., 2003 ; Dorioz, Ombredane et al., 2004 ; Montuelle, Grimaldi et al., 2008). Une autre conséquence pour les eaux trop chargées de MES est l'interruption de la distribution d'eau potable. De façon moins visible, et sur le plus long terme, l'érosion entraîne une diminution durable de l'épaisseur des sols, de leur fertilité et un déclin de leur biodiversité (Thorette et Le Bissonnais, 2005).

Réformes de la Politique Agricole Commune (PAC), Politiques publiques environnementales et protection des écosystèmes

En 1992, la Commission européenne a décidé la mise en œuvre d'une première réforme importante de la PAC, face aux excédents de production ainsi qu'à un coût budgétaire communautaire devenu excessif, près de 60 % (66% en 1983) du budget total de l'Union européenne à 15 États membres, soit 36 milliards d'euros (Weyerbrock, 1998). Ce budget alimentait le FEOGA (Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole) et était essentiellement destiné au soutien des prix intra-communautaires des produits agricoles à un niveau d'environ deux fois celui des cours mondiaux compte tenu des coûts de production, ainsi qu'au soutien des marchés et des filières.

Cette première réforme visait à réduire les volumes produits en réduisant les surfaces de productions végétales par la mise place de jachères subventionnées et à diminuer les prix de ces produits afin qu'ils tendent vers les cours mondiaux ; la perte résultante étant compensée par des aides directes aux agriculteurs, fixées suivant les cultures à l'hectare cultivé. Les premières mesures

agro-environnementales (MAE) ont également été adoptées afin de promouvoir les bonnes pratiques agricoles et environnementales nécessaires à la préservation de la qualité de l'eau, des écosystèmes et de la biodiversité. Cette réforme venait aussi de la perspective de l'élargissement aux pays d'Europe centrale, des critiques soutenues de l'Organisation Mondiale du Commerce concernant le niveau des prix agricoles en *Europe* (Pujol et Dron, 1998) et de la future stratégie de développement durable qui a été ensuite adoptée lors du sommet de Göteborg en juin 2001 (Conseil européen, 2001). La part du budget agricole en valeurs relatives a été portée de 60% au moment de la réforme de 1992 à 50% à la fin de la décennie 1990. Cependant, les subventions accordées pour les céréales et oléo protéagineux en compensation de la diminution annoncée de leur prix de vente ont continué à favoriser la production intensive, puisque le niveau des aides sur les prairies était nettement inférieur. Ainsi, on peut citer par exemple le cas de l'augmentation des surfaces en culture de maïs pour l'élevage bovin et ses effets bien connus sur les phénomènes érosifs en période hivernale (alors que les sols sont à nu) au détriment de prairies (Miquel, 2001).

Afin d'infléchir cette tendance, les politiques ont tenté d'encourager la mise en œuvre de bonnes pratiques agricoles et environnementales. En *France*, en juillet 1999 était adoptée une Loi d'Orientation Agricole qui mettait alors l'accent sur la *multifonctionnalité* de l'agriculture et instituait les premières MAE ainsi que de nouvelles aides spécifiques pour promouvoir des types d'agriculture plus respectueuses de l'environnement, dont l'agriculture biologique. Cette loi apporte également une reconnaissance au rôle joué par les agriculteurs dans l'espace rural partagé, tel que l'entretien de l'espace agricole, principal obstacle à la fermeture des paysages, notamment en zone de montagne (Rapey et al., 2005), ou tout simplement la production de formes constituant les paysages agricoles (Deffontaines, 2005). Elle tisse de nouveaux liens sociaux au territoire (Deverre, 2005).

L'Agenda 2000, pour la période 2000-2006, (CE, 1999) a introduit une politique globale de développement rural qui reconnaît au niveau européen, le caractère multifonctionnel de l'agriculture et promeut des mesures de soutien de l'économie rurale au sens large. Diverses mesures ont été réunies dans un règlement qui vise à contribuer à la régénération des zones rurales et à encourager la diversification. Il cherche à renforcer les dispositions environnementales de la PAC et à les intégrer plus systématiquement dans une plus vaste politique en faveur du développement rural. L'accord sur l'Agenda 2000 donne aux États membres la possibilité de moduler les versements directs effectués aux agriculteurs, dans le cadre de la PAC (César, 2003). Lors de la révision à mi-parcours de l'agenda 2000 en 2003, le Règlement (CE) n° 1782/2003 (CE, 2003) a renforcé le principe d'un soutien financier orienté vers un modèle agricole plus respectueux de l'environnement. Ainsi, l'éco-conditionnalité des aides communautaires pour les grandes cultures a été mise en place en exigeant un minimum d'actions environnementales pour bénéficier des aides directes du premier pilier : entretien minimum des terres, maintien d'un taux minimal de prairie permanente à l'échelle du pays, protection des ressources en eau et des écosystèmes.

Malgré toutes les *mesures agro-environnementales** (MAE) prises, notamment depuis la dernière décennie (3,4 milliards d'euros en *France*, sur la période 2000-2006) (AND International, 2008), les pressions agricoles exercées sur des milieux naturels plus ou moins vulnérables, n'ont guère fléchi, ce qui induit encore des contaminations fortes des masses d'eau par les divers polluants (fertilisants, pesticides,...). L'efficacité environnementale de ces mesures, particulièrement sur la qualité des eaux, a été évaluée comme étant faible, sur la période (AND, 2008).

La faible proportion de contractualisation des MAE susceptibles d'impacter la qualité de l'eau dans les zones à enjeux, explique cette efficacité médiocre. Ainsi, les MAE ne représentaient que 10% de la *surface agricole utilisée* (SAU) dans les zones à enjeux nitrates et 7% dans les zones à enjeux phytosanitaires, toutes mesures confondues. Concernant leurs effets sur les pratiques agricoles, les résultats d'enquête ont également montré un effet limité des MAE sur les pratiques de fertilisation et de traitement phytosanitaire (AND International, 2008). Le poids des dossiers administratifs par rapport aux gains financiers pour les agriculteurs explique pour partie le faible taux de contractualisation des MAE. De plus, des études, dans le bassin *Adour-Garonne*, ont mis en évidence

le fait qu'il existe un écart entre la finalité des dispositifs agro-environnementaux de gestion de l'eau mis en œuvre et les modalités d'appropriation de l'enjeu environnemental par la profession agricole (Salles et al., 1999 ; Buscat, 2002).

Du fait de l'insuffisance de l'application de mesures agro-environnementales au niveau des territoires ruraux, la dégradation récurrente de nombreux hydrosystèmes est un constat aux niveaux national et européen. Afin d'inverser cette tendance, le Parlement et le Conseil de l'UE ont adopté la Directive Européenne sur l'Eau 2000/60/CE (DCE) dont l'objectif est de maintenir ou de restaurer le bon état écologique et chimique des hydrosystèmes à l'échéance de 2015 (CE, 2000). Parallèlement, les inquiétudes des consommateurs en matière de santé humaine et d'environnement en général, se traduisent par une pression croissante, relayée par les médias. Cette pression impose désormais aux politiques et gestionnaires publics de prendre des décisions non plus en termes de moyens, mais de résultats, eu égard à la dégradation de la qualité des milieux naturels (Salomon, 2003 ; Roussary, 2010).

En 2009, le ministère en charge de l'agriculture a intégré les décisions du Grenelle de l'Environnement, traduites en loi de programmation (JORF, 2009), sous le programme « Objectif Terres 2020 ». Ce programme présente cinq défis pour mieux protéger et valoriser les ressources naturelles (MAP, 2009), 1) en assurant une meilleure gestion quantitative de l'eau qui se raréfie, 2) en restaurant le bon état écologique et chimique des eaux par le développement d'agrosystèmes économes en intrants, 3) en contribuant à la richesse de la biodiversité et des paysages, 4) en protégeant les sols agricoles contre l'érosion et 5) en luttant contre le réchauffement climatique (maîtrise de l'énergie).

Vers une intégration de la durabilité en agriculture

La notion de développement durable a véritablement été définie pour la première fois dans le rapport *Brundtland* (1987) "Notre avenir à tous" comme étant "le mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs". Lors du "Sommet de la Terre" à *Rio de Janeiro* en 1992, une déclaration commune sur l'environnement et le développement a été adoptée. Elle comprend 27 principes précisant le contenu du développement durable (Chauvet et Olivier, 1993). Ce Sommet a également permis de définir un programme d'action pour le 21^e siècle, appelé Action 21 (Agenda 21 en anglais). Celui-ci donne des recommandations pour la mise en œuvre concrète des principes de la déclaration dans différents domaines dont la gestion de la préservation des ressources en eau et la mise en œuvre de bonnes pratiques en agriculture ; ces sujets sont au cœur de cette thèse.

Le Sommet de Johannesburg de 2002 a permis, 10 ans après celui de *Rio*, de dresser un premier bilan et de renouveler l'engagement en faveur du développement durable. Il a abouti à l'adoption d'un plan d'actions déclinant des mesures concrètes mettant en œuvre les principes du développement durable, notamment dans les domaines de l'eau, l'agriculture, l'énergie, la biodiversité et la santé (MAF, 2012). Le gouvernement français a pris position pour le développement d'une agriculture performante (MAP, 2009), c'est-à-dire en maintenant, voire en augmentant son niveau de production face à la demande alimentaire mondiale, tout en préservant les ressources naturelles. L'enjeu consiste à adopter un mode de production qui s'apparente à une intensification écologique de l'agriculture (Griffon, 2010) et tendrait vers un mode d'agriculture durable (Papendick et al., 1986; Keeney, 1989; Francis, 1990; Becker, 1992; Hamblin, 1992; Landais, 1998; Briel et Vilain, 1999; Gafni, 2001; Van Cauwenbergh et al., 2007; Nallet, 2010).

Depuis plusieurs décennies, des agriculteurs se sont engagés dans la voie de la durabilité. Différents réseaux existent ; par exemple, le CEDAPA (Centre d'Études pour un Développement Agricole Plus Autonome) créé dans les années 1950, dans *l'Ouest de la France*, rassemble des exploitants qui pratiquent une agriculture durable sur des entités conduites généralement en polyculture-élevage, avec une alimentation axée sur la production d'herbe, de taille moyenne,

facilement transmissibles à la génération suivante (Pochon, 2006; 2008; 2009). En 1994, onze groupes fondaient le Réseau Agriculture Durable (RAD). Aujourd'hui, plus de 3000 agriculteurs (environ 2000 fermes) adhèrent au RDA, au sein de 29 groupes locaux (Laurent et Vieira Medeiros, 2010). Dans le Sud de la France, Rhabi (1996, 2002, 2008) expérimente également depuis une trentaine d'années, un mode de production durable applicable sur des terres arides. Il conduit également ses travaux dans les pays d'Afrique du nord. Ils servent désormais de référence, notamment dans les pays qui subissent un climat aride.

La définition générale du développement durable a été déclinée de façon plus précise par de multiples auteurs. Nous empruntons quelques unes des interprétations de la durabilité en agriculture, tirées de la synthèse bibliographique de Zahm (2011).

- **La durabilité considérée comme une idéologie** : "l'agriculture durable est une philosophie basée sur des objectifs humains et sur la compréhension des impacts à long terme des activités humaines, sur l'environnement et la biodiversité des espèces. C'est une agriculture écologiquement saine, économiquement viable, socialement juste et humaine" (Francis et al., 2000).

- **La durabilité comme la capacité à remplir une combinaison d'objectifs** : "L'agriculture durable correspond à des systèmes agricoles qui sont écologiques, rentables et productifs et maintiennent le tissu social de la communauté rurale" (Keeney, 1989).

"La durabilité en agriculture désigne le processus par lequel des pratiques agricoles économiquement efficaces, respectueuses de l'environnement et socialement acceptables, permettent de répondre à la demande de produits (aliments, fibres et autres productions)" (OCDE, 2000).

- **La durabilité comme la capacité à continuer** : l'agriculture est durable lorsque subsiste une utilisation des terres dans la durée avec des ressources locales qui sont susceptibles de supporter un niveau de production permettant à la fois une rentabilité économique et la subsistance des hommes (Hamblin, 1992).

Dès les années 1960, l'agronome René Dumont (1961) attirait l'attention des consciences politiques sur les besoins alimentaires et la famine grandissante à travers le monde, compte tenu de la croissance de la population de façon disproportionnée par rapport à celle de la production agricole et alimentaire. Ces prévisions ont été largement confirmées dans les décennies qui ont suivi. Face à l'explosion démographique au niveau mondial qui prévoit une population d'environ 9 milliards d'humains, voire plus en 2050 (Novotny, 2005 ; Parmentier, 2007 ; Pisani, 2007), l'agriculture est amenée plus que jamais à accroître fortement la production alimentaire, sous contraintes environnementales. Celles-ci sont devenues de plus en plus prégnantes, en référence au maintien du potentiel agronomique des sols et à la lutte contre l'érosion ; à la préservation de la ressource en eau, tant du point de vue qualitatif que quantitatif ; ainsi qu'au respect de la biodiversité des espèces végétales et animales. Les modes et structures de production dans le monde vont de l'agriculture vivrière familiale aux vastes entreprises type latifundia en Amérique Latine, voire dans les Pays de l'Est (résultant des anciens kolkhozes et sovkhozes), avec des niveaux d'équipements variant en conséquence. Dans les pays d'Europe de l'Ouest, le modèle est intermédiaire : des petites exploitations agricoles (EA), des moyennes et des grandes EA. En France, le dernier recensement agricole (MAAPRAT, 2011) indique que la surface moyenne de toutes les EA est de 55 ha. Pour celles considérées comme petites EA (36% du nombre total EA), elle est de 10 ha, et les moyennes et grandes EA : 80 ha.

Le principal défi assigné à l'agriculture, voire aux agricultures en considérant leurs profondes différences, est bien de faire face à l'accroissement des besoins alimentaires, tout en préservant les ressources naturelles. Ainsi, l'agriculture doit intégrer très directement ce que les professionnels agricoles assimilent parfois encore à des contraintes environnementales (Salles, 2006). Cette orientation induit des décisions à prendre sur les orientations des systèmes de production, par exemple développer les potentialités de l'agriculture biologique pour son marché spécifique ;

accentuer l'adaptation des exploitations conduites en mode intensif industriel vers une conduite raisonnée (Maby, 2001), voire vers un mode de production intégrée (Pujol et Dron, 1998 ; Prugue, 2008), afin de tendre vers un objectif de durabilité. Les agronomes doivent désormais prendre en compte des agro-écosystèmes.

Enjeux de l'évaluation environnementale des risques de contamination des eaux par des intrants d'origine agricole

En 2010, la PAC représentait un budget de 55 milliards d'euros, soit environ 40 % du budget de l'Union européenne et 0,4 % du PNB (Produit National Brut) des 27 États membres (CGAAER, 2011). Pour la période 2010-2013, les crédits de la PAC se répartissent ainsi :

- 69 % pour les aides directes,
- 7 % pour les mesures de marché,
- 24 % pour les programmes de développement rural (le FEADER, second pilier) qui financent notamment les MAE.

L'orientation de l'après PAC 2013 en cours de discussion au niveau européen, contient des changements significatifs et relie plus systématiquement les instruments aux nouveaux objectifs relevant du développement durable (Mahé, 2012). Le verdissement de la PAC devrait s'accroître, afin d'accompagner les différentes politiques publiques précitées, pour la protection des milieux naturels. L'équilibre budgétaire devrait engendrer un transfert supplémentaire de la dotation du premier pilier des aides directes vers le second, afin de renforcer le fonds d'intervention sur l'environnement, la qualité des produits et le développement rural.

La mobilisation de crédits supplémentaires en faveur de la protection de l'environnement devrait impliquer en contrepartie une meilleure efficacité de la mise en œuvre de la coordination des politiques publiques sur les territoires. Les gestionnaires publics doivent désormais optimiser la territorialisation des MAE aux différentes échelles spatiales de la décision publique, de façon à accroître leur efficacité, tout en diminuant leur coût. Cela nécessite de bien cibler les risques agro-environnementaux dans les zones à enjeux, dont celui des captages des eaux brutes pour l'eau potable. La Loi n° 2009-967 (article 27) relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (JORF, 2009) a ciblé prioritairement la protection des 500 captages les plus menacés par les pollutions diffuses, notamment les nitrates et les produits phytosanitaires.

La DCE impose à chaque État membre non pas simplement des obligations de moyens, mais de résultats quant à l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau à l'horizon prochain 2015. Aussi, les gestionnaires publics doivent désormais disposer d'outils opérationnels, notamment des méthodes d'appréciation des risques spatialisés, en vue de l'aide à la décision pour le choix des zones prioritaires d'application des instruments les plus efficaces de la politique environnementale (par exemple, des MAE territorialisées, c'est-à-dire ciblées sur des zonages prioritaires), et l'évaluation des pratiques mises en œuvre sur le terrain. Mais la détermination du risque est complexe et elle nécessite la prise en compte de critères de nature quantitative et qualitative à différents niveaux d'organisation territoriale. La notion de *territoire* prend ici le sens donné par Caron (2005b) et correspond à un espace borné, aux limites plus ou moins précises et approprié par un groupe social. Compte tenu des enjeux considérés, c'est le territoire du *bassin versant*, c'est-à-dire un espace sur lequel les eaux s'écoulent toutes vers un même point appelé exutoire, qui sera l'unité étudiée, aujourd'hui reconnue par l'ensemble des communautés de gestionnaires et scientifiques. Des unités s'emboîtent sur ce territoire depuis le niveau le plus élémentaire (zone d'influence d'un ruisseau) jusqu'au grand bassin hydrographique.

Les orientations politico-économiques prises à la suite du Grenelle de l'environnement en France, dont le programme "objectif Terres 2020" du ministère en charge de l'agriculture, conduisent à remettre l'agronomie au centre de la production agricole et à repenser des pratiques mieux adaptées

aux territoires (MAP, 2009). La démarche consiste à développer des stratégies collectives prenant pleinement en compte les enjeux environnementaux dans l'acte de production et amplifier la territorialisation des politiques agro-environnementales (Boiffin, 2005). Récemment, le projet agroécologique pour la France (MAAF, 2012) lancé fin décembre 2012 par le Ministre en charge de l'agriculture vient renforcer la nécessité de mettre en œuvre une agriculture performante sur un plan économique mais aussi en respectant les équilibres écologiques. On ne saurait comprendre la prise en compte des enjeux environnementaux par les agronomes et les divers acteurs sur les territoires considérés, sans se pencher rapidement sur l'évolution contemporaine des savoirs agronomiques et sur la notion de territoires. Durant la période d'après guerre, les besoins alimentaires avaient d'abord conduit tous les acteurs à privilégier la course aux rendements agricoles, sans se soucier des impacts environnementaux au niveau des sols, des eaux et de la biodiversité.

Une adaptation de l'agronomie au contexte environnemental

L'agronomie adoptait initialement une démarche analytique en considérant alors de façon segmentée le sol, le climat, la plante, les techniques (Jouve, 2007). A partir des années 1970, les agronomes ont développé une approche synthétique des phénomènes étudiés en mettant l'accent sur les inter-relations entre les éléments explicatifs. La nécessité de synthèse a clairement été expliquée par Sebillotte (1974), qui a permis de définir l'agronomie comme "*l'étude des relations entre un couvert végétal cultivé et les conditions de son environnement résultant des états du milieu physique (sol et climat) et biologique (flore, faune, parasites) transformés par les techniques, en vue d'établir les lois de fonctionnement de ce couvert végétal*". Cette définition constitutive de l'agronomie moderne rejoint alors l'étymologie grecque du mot *agronomie* (*agro* : du champ cultivé et *nomos* : l'étude des lois). L'étude des relations entre les éléments d'un système (le champ cultivé et non plus la plante considérée isolément) constitue alors la démarche de base de l'agronomie, ce qui permet d'expliquer que l'agronomie ait pu ainsi être considérée comme "*l'écologie du champ cultivé*" (Jouve, 2007). La production scientifique correspondait alors à la mise à jour des mécanismes explicatifs du fonctionnement d'un couvert végétal cultivé et à l'établissement de schémas synthétiques permettant de comprendre l'élaboration du rendement d'une culture. Par ailleurs, face à des situations complexes, les agronomes ont adopté une démarche systémique pour considérer les différents niveaux d'organisation au sein desquels se raisonne la conduite des cultures. Le concept d'*itinéraire technique* (Sebillotte, 1978) devait être raisonné dans le cadre de systèmes de culture, eux-mêmes inclus dans des systèmes de production et des systèmes agraires.

Plus récemment, l'agronomie a été marquée par deux changements importants. Pendant longtemps, l'objectif des agronomes était l'étude et l'amélioration des techniques des agriculteurs. Cette vision du développement, où l'homme grâce au progrès des sciences et des techniques, allait pouvoir se rendre "maître de la nature" s'est trouvée infirmée par de nombreux échecs dans les projets de développement, notamment dans les pays du Sud (Jouve, 2007). Ce mode de production (productivisme déjà évoqué) crée une dépendance énergétique importante et s'adapte mal aux variations du climat, de l'importance des ravageurs et des adventices dans les conditions naturelles de production et ne se soucie pas de l'état des écosystèmes. Les premiers constats marquants des conséquences écologiques mis en exergue par Hénin (1980), avec parallèlement le renchérissement du prix de l'énergie, l'émergence de nouveaux risques sanitaires, ont entraîné la remise en cause de ce modèle de production.

Cette approche "techniciste" a alors d'abord évolué pour prendre plus en compte les objectifs, les contraintes et le point de vue des agriculteurs, véritables acteurs du développement. Elle a conduit les agronomes à modifier leur démarche pour intégrer l'acteur dans *l'étude des processus de production* : ils sont alors passés de l'étude des techniques à celle des pratiques (Sebillotte, 1990a ; 1990b ; 1992). Si les techniques correspondent à des ensembles structurés d'opérations ayant une finalité de production, les pratiques sont des manières de faire, propres aux acteurs (Landais et Deffontaines, 1988). La considération des acteurs dans le champ d'étude des agronomes a eu comme

autre conséquence de rapprocher les sciences agronomiques des sciences sociales. En effet, la compréhension des choix faits par les agriculteurs et la mise en évidence de la rationalité de ces choix, nécessite une approche pluridisciplinaire. Des méthodes d'analyse telle que l'approche globale de l'exploitation agricole ont alors été développées (*Bonneviale et al., 1989*) et des approches spatiales de diagnostic des territoires en étudiant particulièrement le rôle de l'agriculture dans le développement des territoires ruraux (*Lardon et al., 2005 ; Soulard et al., 2005*) ont vu le jour.

L'autre changement majeur qui s'est manifesté assez récemment dans la pratique de l'agronomie a résulté de la *montée en puissance des enjeux environnementaux*. Désormais, les agronomes doivent conjuguer l'acte de la production agricole avec la préservation des écosystèmes terrestres et aquatiques. Leur mission est clairement définie dans le champ des politiques publiques. L'étude de cet impact environnemental de l'agriculture conduit à prendre en compte de nouvelles échelles temporelles : la dimension du long terme est nécessaire pour juger de l'impact des processus productifs sur l'état et le renouvellement des ressources du milieu bio-physique (sol, eau, biodiversité...). Ils doivent également considérer de nouvelles échelles spatiales : les bassins versants, la région, où se situent les effets environnementaux. Ainsi, l'approche systémique de l'agronomie des pratiques et celle des territoires (*Caron, 2005a, 2005b; Papy et Baudry, 2005 ; Sebillotte, 2005*) permet de conjuguer la production agricole avec les enjeux environnementaux (*Doré, 2006*). Dans les relations entre l'agronomie et les territoires, l'une des voies que nous mobilisons dans ces travaux de thèse correspond à ce que *Caron (2005a)* a défini par une "*agronomie de l'écosystème régional*" qui vise à étudier les relations climat-sol-peuplements végétaux soumis à l'action de l'homme au niveau d'une région.

Les processus de production agricole orientés dans la direction d'une agriculture durable, reposent sur une meilleure prise en compte des fonctionnalités et interactions naturelles, pour développer la résistance, la productivité et la richesse des écosystèmes existants (*MAP, 2010*). Cette orientation affirmée pour une production écologiquement intensive (*Griffon, 2010*) repose sur une connaissance précise des mécanismes et interactions du vivant. Si l'innovation agronomique est au cœur des pratiques agricoles, le métier d'agriculteur occupe la place centrale dans l'acte de produire dont il est maître d'œuvre.

La notion de *performance environnementale* (PE) des systèmes productifs est désormais au cœur des débats. L'Organisation de Coopération et de Développement Économiques a publié une évaluation par pays de cette performance environnementale globale de l'agriculture (*OCDE, 2008*). Pour la France, le rapport précise que la pollution de l'eau par l'agriculture demeure importante. Cependant, l'agrégation au niveau national des valeurs des indicateurs agro-environnementaux utilisés masquent la variabilité des situations, notamment pour les indicateurs relatifs à la qualité des eaux ; l'appréciation doit donc se faire sur des données régionales, voire plus localisées dans les situations les plus préoccupantes. Cette notion de PE recouvre de multiples assertions suivant l'objet étudié et son échelle spatiale. Le dictionnaire de l'environnement définit la PE comme un ensemble de "résultats mesurables du SME (*Système de Management Environnemental*) d'un organisme, en relation avec la maîtrise de ses aspects environnementaux sur la base de sa politique environnementale, de ses objectifs et cibles environnementaux."

La norme internationale ISO 14031 (AFNOR 2000) définit *l'évaluation de la performance environnementale (EPE)* comme "un processus visant à appuyer les décisions de la direction pour établir la performance environnementale d'un organisme et qui comprend le choix des indicateurs, le recueil et l'analyse des données, l'évaluation des informations par rapport aux critères de performance environnementale, les rapports et modes de communication, la revue périodique et l'amélioration continue de ce processus". Elle explicite comment identifier des indicateurs environnementaux qui renseignent clairement sur la performance d'un système de management environnemental, sur celle des activités de production ainsi que sur l'état de l'environnement avec lequel l'entreprise est en interaction. Le processus inclut un dialogue avec toutes les parties intéressées et une communication transparente. Toutefois, la norme n'établit aucun niveau de performance.

Ce concept de PE a été abordé différemment suivant les enjeux environnementaux considérés. En agriculture, elle concerne la question de l'évaluation des impacts favorables ou défavorables des pratiques agricoles sur l'environnement (air, eau, sol, paysage, biodiversité). Nous pouvons alors avancer la définition suivante :

La performance environnementale des activités agricoles à l'échelle d'un territoire donné peut être définie comme les résultats obtenus sur les différents compartiments environnementaux, suivant une appréciation qualitative ou quantitative, par des indicateurs pertinents, en fonction des pratiques agricoles exercées sur ces milieux par l'ensemble des acteurs de la filière.

En ce qui concerne la contamination des eaux par les intrants agricoles, les agronomes ont travaillé la question de l'évaluation environnementale des pratiques agricoles d'abord à l'échelle de la parcelle (Bockstaller et al., 1997 ; Girardin et al., 2000 ; Laubier, 2001 ; Réal, 2004), puis à celle de l'exploitation agricole (Solagro, 1999 ; Bockstaller, 2004). Depuis une dizaine d'années, ils considèrent cette question à l'échelle de territoires agricoles (le plus souvent des bassins versants) (Van der Werf, 1996 ; Bioteau et al., 2002 ; Laurent et al. 2004 ; Wohlfahrt et al., 2010 ; Ferrant et al., 2011). Des outils (indicateurs, modèles agro-hydrologiques) ont été développés pour chaque objet d'étude (azote, produits phytosanitaires, MES...), souvent pour des échelles spatiales uniques et en prenant en compte des critères le plus fréquemment de nature quantitative

Or, ces outils ne peuvent que très partiellement répondre à la prise en compte de critères de nature qualitative dans l'évaluation environnementale, tels ceux qui traduisent des aménagements destinés à limiter le transfert d'éléments physico-chimiques vers les eaux de surface (par exemple : dispositifs enherbés et ripisylve, talus arborés, clôtures et passerelles pour animaux, dans les prairies le long des cours d'eau). L'approche du changement d'échelle spatiale dans la représentation des risques environnementaux demande également une méthodologie particulière. En complément aux méthodes classiques de l'évaluation environnementale (indicateurs, modélisation agro-hydrologique), nous considérons que d'autres méthodes (modélisation spatiale, analyse et modélisation multicritère d'aide à la décision) peuvent permettre de répondre de façon complémentaire aux besoins des gestionnaires, en prenant appui sur les territoires qu'ils jugent pertinents pour la mise en œuvre des politiques publiques environnementales. Nous avons alors souhaité les mettre en œuvre dans le cadre de l'évaluation des risques environnementaux de contamination des eaux de surface sur les bassins versants agricoles: *c'est le sens que nous avons souhaité donner à cette thèse.*

Objectifs de la thèse

La performance environnementale de l'agriculture à l'échelle des territoires correspond à un souci d'optimisation des systèmes et des modes de production sous contraintes économiques, réglementaires et environnementale. La relation territoriale entre les agrosystèmes et autres écosystèmes permet de contribuer à l'évaluation des risques agro-environnementaux encourus, parallèlement aux gains de production agricole attendus.

L'objectif de cette thèse est de compléter les méthodes existantes d'évaluation de la performance environnementale de l'agriculture, par une approche plus particulièrement ciblée sur la qualité des eaux de surface et les risques de leur contamination à l'échelle des territoires de bassins versants agricoles, dans un cadre de durabilité des territoires ruraux. Il s'agit notamment de prendre en compte les différents niveaux d'organisation spatiale pour la mise en œuvre des politiques publiques.

L'introduction de critères de nature qualitative permettra également de mieux traduire les bonnes pratiques agro-environnementales en termes de performance, pour la prévention de ces risques de contamination des eaux. Cette approche scientifique devrait fournir des outils complémentaires d'aide à la décision aux principaux acteurs sur les territoires agricoles.

Nous analyserons d'abord les facteurs déterminants de ces risques à différents niveaux d'organisation spatiale. Nous mobiliserons d'abord la modélisation spatiale de type cognitif, c'est-à-dire en faisant référence à la littérature et aux avis d'experts pour la notation des variables. Par cette approche, nous tenterons de répondre à la question du changement d'organisation spatiale, sur des territoires de taille importante (plusieurs milliers de kilomètres carrés). Parallèlement, à une échelle beaucoup plus fine (quelques kilomètres carrés), nous testerons la modélisation multicritère spatialisée afin de pouvoir considérer des critères de nature qualitative aptes à l'appréciation de bonnes pratiques environnementales.

Questions de recherche et hypothèses

Afin de répondre à ces objectifs, les deux questionnements scientifiques majeurs de nos recherches peuvent être présentés ainsi :

Question 1 : Comment intégrer les critères pertinents pour qualifier et localiser les risques environnementaux des activités agricoles vis-à-vis des hydrosystèmes ?

Question 2 : Comment évaluer ces risques à différents niveaux d'organisation spatiale ?

Il en découle les deux hypothèses de recherche suivantes :

Hypothèse 1 : Des critères explicatifs de la vulnérabilité des hydrosystèmes et de la pression anthropique exercée doivent être combinés par des méthodes spatialisées pour évaluer les risques agro-environnementaux.

Hypothèse 2 : Pour évaluer les risques environnementaux à différents niveaux d'organisation, il importe de déterminer l'Objet Spatial de Référence (OSR) adapté à chaque niveau choisi.

Compte tenu des questions et des hypothèses de recherche précitées, nous avons organisé cette thèse, afin de prendre en compte :

- des enjeux environnementaux relatifs à la qualité physico-chimique des eaux de surface en vue de leur pompage et traitement pour l'adduction d'eau potable, mais également des enjeux pour le maintien d'une qualité biologique de ces eaux en vue de préserver la ressource halieutique piscicole des cours d'eau, notamment de salmonidés, emblèmes de la qualité des eaux (*Gouraud et al., 2001 ; Malcolm et al., 2003*).;
- différents types de contaminants physico-chimiques, émanant des pratiques agricoles : fertilisants azotés, produits phytosanitaires, matières particulaires ;
- des échelles et niveaux d'organisation spatiale différents dans la prise de décision par les acteurs locaux (agriculteurs et leurs conseillers), ou par les gestionnaires environnementaux ;
- des systèmes de production agricole différents et des terrains d'étude spécifiques : grandes cultures conduites en mode intensif sur les Coteaux de Gascogne où la dégradation des eaux de surface contribuant fortement à l'alimentation en eau potable, est une préoccupation majeure ; élevages laitiers en mode intensif en Basse-Normandie où les pratiques culturales et de conduite des élevages, induisent un impact sur le colmatage de frayères.

Le point commun des sites d'étude se situe au niveau méthodologique, plus particulièrement avec l'usage de méthodes d'analyse et de modélisation multicritère spatialisée pour l'aide à la décision, dont la mise en œuvre s'est enrichie des expériences conduites à la fois sur des bassins versants élémentaires en *Basse Normandie* et dans les *Coteaux de Gascogne*. La modélisation spatiale est liée à la question du changement des échelles spatiales d'observation des risques agro-environnementaux.

Organisation du manuscrit

Le manuscrit s'articule autour de cinq chapitres :

Le Chapitre 1 fait l'état des connaissances sur les facteurs des risques agro-environnementaux, les échelles spatiales, les méthodes d'évaluation environnementale.

Le Chapitre 2 présente les sites d'étude retenus et nos choix de méthodes d'évaluation environnementale, en complément des méthodes classiques.

Les Chapitres 3 et 4 sont dédiés à nos travaux : méthodes et résultats, présentés sous la forme de publications scientifiques, respectivement pour les travaux sur des petits et grands espaces à enjeux environnementaux.

Le Chapitre 5 est consacré à une discussion générale concernant l'utilisation de nos méthodes et des résultats obtenus suivant les questions initiales, ainsi que la problématique de la validation des résultats dans les processus de changement d'échelle spatiale.

A l'issue de la conclusion générale, nous avancerons des perspectives à nos travaux et résultats de recherche.

Chapitre 1

Les facteurs de risques agro-environnementaux, Leurs échelles spatiales d'appréciation, Les méthodes classiques d'évaluation,

Un état des connaissances

Ce chapitre présente un état des connaissances sur les risques agro-environnementaux en rapport avec l'enjeu de la qualité des eaux de surface et sur les méthodes de leurs évaluations, au centre de nos travaux de recherche.

Après une définition de la notion du risque appliquée aux relations entre l'agriculture et l'environnement, plus particulièrement entre les agrosystèmes et les écosystèmes aquatiques, nous présenterons les facteurs déterminants des transferts de contaminants d'origine agricole (azote, produits phytosanitaires) ou induits par les pratiques agricoles (matières particulaires issues des phénomènes érosifs et du ruissellement des eaux de pluie).

La question des échelles spatiales d'appréciation des risques, voire plus concrètement des niveaux d'organisation spatiale, sera un préalable à la description des méthodes utilisées dans les approches d'évaluation environnementale : indicateurs agro-environnementaux, modèles agro-hydrologiques, modèles spatiaux, méthodes d'analyse multicritère pour l'aide à la décision.

1.1 Les risques agro-environnementaux

1.1.1 Définition générale de la notion de risque

Les définitions de la notion du risque sont multiples et elles varient suivant le regard disciplinaire qui lui est porté. Pour le Petit Larousse, il représente "un danger, un inconvénient plus ou moins probable auquel on est exposé". Il peut également s'agir "d'un préjudice, d'un sinistre éventuel que les compagnies d'assurance garantissent moyennant le paiement d'une prime". On parle de *Risque social*¹ (Cammack, 2012 ; Davis et al., 2012), de *Risque naturel*² (Manche, 2000 ; Peltier, 2005 ; Delefortrie et Thomazo, 2009 ; Joerin et al., 2011), de *Risque technologique*³ (Young et al., 2004 ; Merad, 2010). Toute situation, toute activité peut produire un événement profitable ou dommageable, appliqué à une personne, à une population, à des biens, à l'environnement ou au milieu naturel.

De façon générale, la définition suivante est assez fréquente dans la littérature : "Un risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité (hommes, population, écosystème) à un danger qui peut être un agent physique, chimique ou une action quelconque" (Calvet, 2004). Le risque résulte du croisement entre un phénomène aléatoire et la vulnérabilité d'un élément considéré, face à un enjeu. Dans le cas des risques naturels, l'aléa (ou danger) représente le phénomène naturel (inondation, avalanche,...) apprécié par sa fréquence et ses descripteurs physiques. Les enjeux représentent les personnes, biens, activités, patrimoine, susceptibles d'être affectés par un phénomène naturel. La vulnérabilité exprime le niveau d'effet prévisible du phénomène sur les enjeux. Ce concept peut être appliqué à de nombreux domaines, dont celui de l'agro-environnement (où l'enjeu pourrait être la qualité des eaux superficielles) que nous allons aborder (§ 1.1.2). Les risques sont traduits sous la forme d'une modélisation, c'est-à-dire d'une représentation schématique de la réalité, qui présente les relations entre les différentes composantes du phénomène modélisé (Merad, 2010). Cette vision théorique permet de faciliter leurs appréhensions dans le monde des événements réels (Parent et al. 2003).

1.1.2 Les risques agro-environnementaux pour l'enjeu de la qualité des eaux

1.1.2.1 Les risques agro-environnementaux

□ Définitions

Divers types de dangers possibles sont associés aux risques environnementaux comme indiqué dans le *tableau 1.01* qui présente les entités concernées et la nature de ces risques. Dans le cadre de cette thèse, nous considérons les risques de contamination des eaux de surface, par les intrants d'origine agricole (fertilisants, produits phytosanitaires). Du point de vue de la sémantique, lorsque cette *contamination* porte atteinte au vivant, elle est alors considérée comme une *pollution* (Calvet, 2004).

¹ **Risque social** : événement dont les systèmes de sécurité sociale visent à réparer les conséquences (maladie, invalidité, chômage, etc.)

² **Risque naturel** : phénomène naturel (séisme, avalanche, inondation, etc.), lié également à l'impact du changement climatique, qui constitue un danger grave pour l'homme et ses biens

³ **Risque technologique** : événement accidentel lié à une activité ou à une installation industrielle, qui constitue un danger grave pour l'homme et/ou pour l'environnement

Tableau 1-01. Les risques environnementaux
(d'après Calvet, 2004)

Danger : agents/actions	Entité concernée	Nature des risques
Substances chimiques	Homme	Toxicologique
Substances chimiques	Organisme vivant	Ecotoxicologique
<i>Substances chimiques</i>	<i>Air, sol, eau</i>	<i>Contamination chimique</i>
Micro-organismes	Air, sol, eau	Contamination microbiologique
Micro-organismes	Homme	Pathologique
Introduction d'un organisme vivant dans un milieu	Milieu concerné	Biologique
Usage de véhicules, de machines	Homme	Pathologique
<i>Évènements climatiques, usage des sols...</i>	<i>Sol</i>	<i>Dégradation des milieux</i>
Modalités d'utilisation de l'espace	Paysage	Esthétique

Les travaux du CORPEN (2003) ont permis d'arrêter une terminologie spécifique à la question des *risques agro-environnementaux (AE)*. Elle concerne notamment les effets des pratiques agricoles sur la qualité des eaux. Ainsi, un *potentiel de contamination* permet d'estimer la possibilité d'altération des usages. Ce potentiel dépend de la conjonction entre d'une part la *vulnérabilité intrinsèque d'un milieu* (c'est à dire la possibilité de ce milieu d'être atteint par des polluants, sans préjuger de l'intensité de cette altération) et d'autre part, la *pression exercée par des activités anthropiques* sur le milieu, dont les pratiques agricoles (excédents azotés, produits phytosanitaires). Elle n'est pas une propriété directement mesurable et doit donc être évaluée à partir d'un ensemble de facteurs qui l'influencent. En revanche, la *sensibilité* d'un milieu permet d'apprécier la manière, dont ce milieu répond à la contamination. Les *enjeux environnementaux* retenus dans notre champ de recherche concernent la ressource en eau d'un point de vue qualitatif, suivant les prescriptions de la DCE. La confrontation entre le potentiel de contamination et ces enjeux environnementaux, constitue le *risque de contamination* des eaux. La figure 1-01 présente une synthèse de ces concepts.

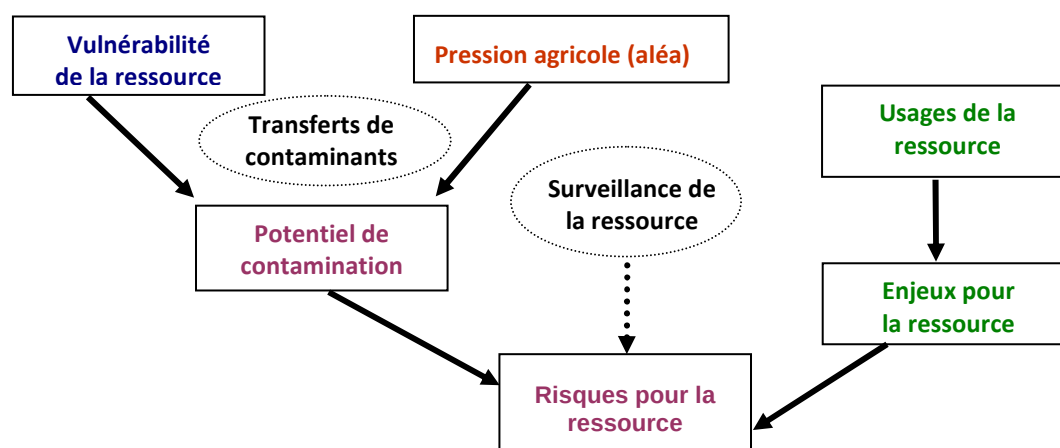


Figure 1-01. Modèle conceptuel d'évaluation des risques agro-environnementaux pour la ressource en eau
(d'après CORPEN, 2003)

La détermination du potentiel de contamination (P_c) fait appel à des considérations multicritères en ce qui concerne les facteurs explicatifs de la vulnérabilité de la ressource et les pressions exercées par les pratiques agricoles (nitrates, phytosanitaires, érosion...). Le P_c exprime à quel degré ces usages sont susceptibles d'être affectés (Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005; Granoulis, 2009).

❑ Moyens pour limiter les risques, de façon générale

Les actions conjuguées des gestionnaires publics et des acteurs de terrain en vue de la préservation de la ressource en eau conduisent à considérer les actions d'analyse et de gestion du risque. L'analyse consiste à lister les mesures possibles à prendre pour atténuer le risque de contamination des eaux et à évaluer le risque global associé. En revanche, la gestion du risque a pour objet de fournir des outils d'aide à la décision afin de comparer les risques et ainsi de recommander la meilleure décision (*Parent et al., 2003*).

D'un point de vue décisionnel, il existe trois moyens pour limiter les risques :

- L'assurance : la prime d'assurance, dont la dépense est certaine, est échangée au coût d'un dommage d'importance aléatoire (ex : assurance grêle sur cultures).

- La protection : elle diminue le niveau de la vulnérabilité (ex : les bandes enherbées le long des cours d'eau implantées suivant le principe d'éco-conditionnalité des aides de la PAC).

- La prévention : Elle concerne notamment le champ d'application des politiques publiques agroenvironnementales adaptées à des objectifs précis tel que le recommande le rapport d'évaluation du PDRN (AND International, 2008), afin de réduire l'occurrence de l'effet nocif des pratiques à l'échelle territoriale. Elle se traduit par une modification des pratiques agricoles, de façon prioritaire dans les zones à risque de contamination de la ressource en eau. Il peut s'agir par exemple d'éviter l'implantation de cultures recevant beaucoup d'intrants (fertilisants ou phytosanitaires) à l'échelle de bassins versants sur des terrains dont les transferts vers un cours d'eau sont favorisés (forte pente, proximité).

La mise en œuvre de cette politique nécessite de cibler précisément ces zones à enjeux environnementaux prioritaires dans les territoires ruraux.

❑ Le zonage des risques agro-environnementaux

La gestion durable de l'agriculture et la maîtrise de ses effets environnementaux, notamment sur les milieux aquatiques, passe par la maîtrise des flux de contaminants (MES, nutriments, pesticides) sur les principales zones à enjeux à différentes échelles spatiales de perception et de gestion. En matière de protection des eaux, les parcelles agricoles et l'exploitation représentent le niveau de l'intervention locale par les acteurs (agriculteurs et conseillers), alors que les bassins versants (unité hydrologique) permettent d'observer les problèmes de pollution diffuse (*CORPEN, 2001 et 2003*) et de décider des mesures de politique publique à prendre.

Des méthodes (indicateurs spatiaux, modèles spécifiques d'évaluation de flux) permettent actuellement d'apprécier l'état des ressources en eau et le niveau de risque par les contaminants sur un espace donné, homogène ou non, de petite ou de grande taille, par le biais de descripteurs adaptés à la taille du territoire observé (*Reckhow, 1994 ; Gascuel-Oudou et Aurousseau, 1999 ; Giupponi et al., 1999 ; Laubier, 2001 ; Aurousseau, 2004 ; Bockstaller, 2004 ; Calvet, 2004 ; Dubus, 2004 ; Jegou et al., 2008 ; Vazquez-Amabile et Engel, 2008 ; Sieber et al., 2010*). Cependant, ces méthodes classiques s'avèrent peu transposables lorsqu'il s'agit de diagnostiquer des territoires de tailles différentes (indicateurs construits pour un espace donné, modèles très spécifiques, enquêtes exhaustives irréalisables...). Les études considérant plusieurs niveaux d'organisation spatiale (*Caron, 2001*) permettent de porter un diagnostic environnemental sur des espaces de tailles différentes (*Lardon et al., 1993 ; Marceau, 1999 ; Stein et al., 2001 ; Puech et al., 2003 ; Panagopoulos et al., 2011*), tout en maintenant une certaine précision à l'échelle la plus grande (petit espace) (*Macary et al., 2005, 2007*). Elles permettent aussi de limiter les coûts et le temps nécessaires en vue de l'application des politiques publiques.

1.1.2.2 L'enjeu de la qualité des eaux

Cette thèse traite des relations entre l'agriculture et la qualité physico-chimique des eaux de surface et plus particulièrement de l'appréciation des risques de leur dégradation eu égard d'une part à la qualité des eaux brutes destinées à la production d'eau potable (paramètres nitrates et produits phytosanitaires) ; d'autre part à la qualité de ces eaux pour leur qualité biologique (vie et reproduction de poissons salmonidés en rapport avec le paramètre MES). La mise en œuvre de la DCE est la principale politique publique considérée pour nos travaux. Nous en résumons en suivant, les principaux aspects concernant les relations entre pratiques agricoles et qualité des eaux de surface.

Différents usages supportés par les milieux aquatiques peuvent être affectés par des contaminants dont ceux d'origine agricole : prélèvements d'eau brute pour la production d'eau potable, aquaculture, ressources en eau d'irrigation, prélèvements pour l'industrie et l'énergie, usages récréatifs (pêche, baignade). Les normes applicables pour chacun des usages des eaux de surface et souterraines ont été fixées dans la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 (CE, 2000) avec pour objectif à chaque État membre d'atteindre pour 2015 (Figure 1-02) :

- Le bon état écologique et le bon état chimique des eaux de surface (eaux naturelles de rivières, lacs, eaux côtières...) plus les eaux fortement modifiées ou artificielles (eaux de barrage) ;
- Le bon état chimique et une ressource quantitative suffisante pour les eaux souterraines.

Les objectifs de qualité sont établis par *masse d'eau*⁴. La Directive Cadre permet de passer d'un *objectif de moyens* orienté vers les usages, à un *objectif de résultats* avec une échéance prochaine (2015 sauf dérogation argumentée). Le *bon état* est apprécié à partir de paramètres et de seuils quantifiés et mesurables (CE, 2000).

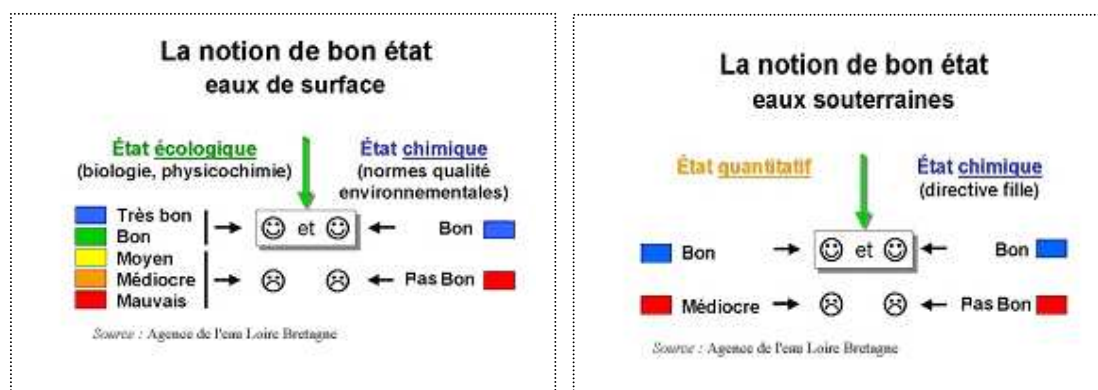


Figure 1-02. DCE : Notion de bon état des eaux de surface et des eaux souterraines
(d'après Eaufrance, 2012)

Les Normes de Qualité Environnementale*(NQE) sont appliquées en France dans le cadre du Système d'Évaluation de la Qualité des eaux (SEQ eau)*. L'annexe 3 illustre notamment celles relatives aux pesticides, dont l'enjeu environnemental est essentiel sur le territoire européen, et particulièrement dans notre zone d'études des *Coteaux de Gascogne* pour la protection des eaux destinées à la consommation humaine et animale. L'objectif de parvenir d'ici 2015 à un bon état des eaux de surface et souterraines semble très ambitieux dans les régions notamment d'agriculture intensive, voire difficile à atteindre à cette échéance, compte tenu des concentrations encore élevées en contaminants (phytosanitaires, nitrates) (AEAG, 2009b ; Chevassus-au-Louis et al., 2012).

⁴ **Une masse d'eau** : de surface ou souterraine, correspond à un volume d'eau dont les caractéristiques sont communes et sur lesquelles les pressions, d'origine urbaine, agricole ou industrielle, sont homogènes.

1.2 La pression anthropique due aux activités agricoles

Sur les territoires ruraux, les activités agricoles induisent des conséquences directes sur les transferts des contaminants vers les écosystèmes dont les hydrosystèmes, notamment les eaux de surface. Les facteurs qui déterminent ces transferts sont multiples. Les origines sont très directement liées aux pratiques culturales (fertilisations, traitements phytosanitaires, travail du sol et modes d'épandage des intrants), aux systèmes culturaux⁵ (types de rotation⁶ culturale et assolements⁷), et aux aménagements liés au parcellaire et à la mise en valeur des terres qui ont accompagné l'évolution des structures des exploitations (suppression des obstacles aux phénomènes érosifs : talus, haies...; drainage des parcelles qui favorise et accélère les écoulements d'eau chargée de contaminants vers les réseaux hydrauliques).

A l'échelle d'un territoire agricole, les acteurs principaux sont les agriculteurs qui décident de la mise en œuvre de pratiques suivant le système de production qu'ils ont choisi. Le *système de production* au niveau de l'exploitation agricole est alors constitué de trois sous-systèmes qui intègrent les dimensions biologiques, physiques, technologiques ainsi que les aspects socio-économiques (Malézieux et al., 2001 ; Doré et al., 2006 ; Le Gal, 2009) :

- *Le sous-système biophysique*, au stade de la parcelle cultivée comprend les relations : plante/sol/climat/bio- agresseurs ;
- *Le sous-système technique*, de la parcelle à l'exploitation agricole comprend les systèmes culturaux (Sebillotte, 1990a) et les itinéraires techniques mis en œuvre ;
- *Le sous-système décisionnel*, au niveau de l'agriculteur (orientation, planification, pilotage).

La prise en compte de ces éléments dans la détermination des pressions agricoles au niveau de l'analyse des risques AE et de l'aide à la décision pour en réduire l'impact est une condition clé dans la gestion efficace des risques AE.

Chaque acteur tend généralement à minimiser l'importance de sa propre responsabilité agro-environnementale et beaucoup renoncent à souscrire des MAE compte tenu notamment des contraintes administratives au regard du gain espéré (AND International, 2008), voire à changer de pratiques agricoles. En conséquence, la politique agro-environnementale mise en œuvre par les pouvoirs publics peine à trouver son efficacité. Seule une réelle prise de conscience agro-écologique ayant pour objectif la mise en œuvre d'une agriculture durable, actuellement portée par quelques groupes d'agriculteurs minoritaires, peut inverser la tendance quand à la pollution des eaux par les contaminants agricoles.

La figure 1-03 illustre l'impact des activités agricoles sur les compartiments environnementaux.

⁵ **Système de culture** : ensemble de procédés utilisés pour exploiter la terre dans le but de produire des végétaux utiles pour l'alimentation humaine et animale, la production d'énergie et de textiles. Le système cultural est un sous-système du système d'exploitation agricole.

⁶ **Rotation culturale** : succession de cultures sur la même unité culturale (sole qui peut être une parcelle, ou groupe de parcelles) dans le temps.

⁷ **Assolement** : division des terres d'une exploitation agricole en parties distinctes, appelées soles, consacrées chacune à une culture donnée pendant une saison culturale.

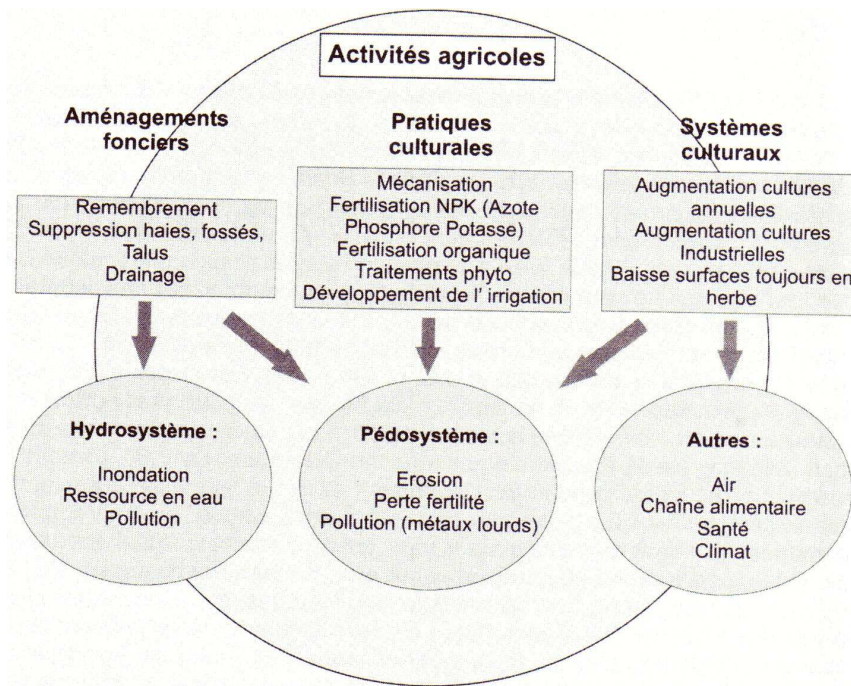


Figure 1-03. Impact des activités agricoles sur l'environnement

(d'après Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005)

La pollution des hydrosystèmes peut être d'origine ponctuelle ou diffuse. Les pollutions ponctuelles ont d'abord fait l'objet de programmes spécifiques tels que le PMPOA pour les effluents d'origine animale afin de les stocker puis de les traiter ou de les épandre en respectant les bonnes pratiques (CEE, 1991 ; CORPEN, 1995 ; Cemagref et CACG, 1997) ; le programme ECOPHYTO 2018 (MAP, 2008) pour les produits phytosanitaires), afin de limiter les pertes de produits lors du remplissage, du réglage, du nettoyage des pulvérisateurs et emballages des produits (JORF, 2009 ; Butault et al., 2010). En revanche, la pollution diffuse est beaucoup plus difficile à traiter par le fait même qu'il n'est pas possible de pointer les différents responsables. De plus, comme les organisations syndicales agricoles dominantes en France se sont appropriées la cogestion de la mise en œuvre des mesures politiques nécessaires, il en ressort une déviation des objectifs environnementaux vers des objectifs économiques (Buscat, 2002).

La compréhension des conséquences des pratiques agricoles pour le risque de contamination des eaux, notamment par l'azote et les PPh, nécessite de rappeler tout d'abord la différence radicale qui existe entre eux (Sebillotte, 1999). L'azote fait partie des cycles biogéochimiques naturels. Il est présent dans le milieu sans intervention humaine, contrairement aux produits phytosanitaires. Au champ, l'azote minéral est produit spontanément sous l'action des micro-organismes du sol à partir des matières organiques qui s'y trouvent. Ces matières organiques proviennent pour l'essentiel des végétaux cultivés ou non (Recous et al. 1997).

De plus, l'azote est un constituant des plantes cultivées, son rôle est essentiel pour la croissance et la reproduction. Cela explique le principe des pratiques de fertilisation des agriculteurs. Le raisonnement de ces pratiques peut être accompagné par des opérations de conseil. Ainsi, en 1991, une action nationale labellisée *Ferti-mieux*, pilotée par l'ANDAs (Association Nationale de Développement Agricole), avait permis de sensibiliser les agriculteurs. Elle orientait leurs pratiques de fertilisation vers une meilleure utilisation des engrais, en relation avec les besoins réels des plantes, à partir notamment des cahiers des charges établis par le CORPEN (Sebillotte, 1994 ; Lanquetuit et Sebillotte, 1997 ; Lanquetuit ; 1999 ; Buscat, 2002 ; Bernard, 2004). Cette opération a été arrêtée en 2003, suite à la disparition de l'ANDAs, et reprise depuis par des acteurs du développement agricole.

Les excédents d'azote minéral (nitrates) dans certains cours d'eau résultent de systèmes culturels encore intensifs (Buczko et Kuchenbuch, 2010). Ils sont dus tant à de trop fortes doses d'azote minéral appliquées sur les cultures, qu'à des concentrations excessives en élevages sur des territoires trop restreints pour que les sols puissent assimiler les quantités massives d'azote organique épandu. (Turpin et al., 1999 ; Chambaut et al., 2004 ; Laurent et al., 2004).

En revanche, les produits phytosanitaires sont issus de la chimie industrielle et ne se trouvent pas spontanément en l'état dans la composition des végétaux ou des animaux. Ce ne sont pas des substances naturelles directement utilisables, même si les plantes contiennent certaines substances actives (exemple la *roténone*, insecticide,...) : les plantes n'en ont pas besoin pour croître. Néanmoins, ils sont utilisés pour lutter contre les ennemis des cultures : adventices, champignons, insectes... L'usage des phytosanitaires ne vise pas à couvrir des besoins des cultures, mais à maintenir un niveau de production donné en contrôlant des facteurs limitant. Contrairement à l'azote, il n'existe pas de notion d'équilibre entre des besoins et des apports de ces produits (Sebillotte, 1999).

Les pratiques pour chaque culture sont très variables suivant les systèmes de production et les modes de conduites. Les systèmes intensifs en production végétale et animale sont aussi les plus contributeurs aux excédents de nutriments dans les eaux. Ces pratiques intensives seront détaillées dans les *Chapitres 3 et 4*, à propos de l'élevage bovin laitier en *Basse Normandie* et de grandes cultures sur les *Coteaux de Gascogne*.

1.3 Les processus hydrologiques dans les bassins versants

Avant d'examiner plus particulièrement les facteurs qui influencent les transferts des contaminants d'origine agricole, éléments majeurs de l'appréciation de la vulnérabilité des eaux de surface, nous rappelons quelques notions essentielles concernant les processus hydrologiques, à l'échelle des bassins versants, qui nous ont permis de retenir les facteurs déterminants du risque.

Les précipitations arrivant sur un bassin versant se répartissent ensuite en deux phases :

- L'eau qui retourne dans l'atmosphère par évaporation ou par transpiration des plantes,
- L'eau qui reste à l'état liquide, constituant la pluie efficace, ruisselle en surface du sol, ou s'infiltre dans le sol pour contribuer à la recharge de la nappe souterraine qui alimente le cas échéant la rivière pour partie.

Ainsi, l'eau collectée puis transportée par le cours d'eau provient des précipitations directes dans le cours d'eau, du ruissellement de surface sur les versants, des écoulements hypodermiques et souterrains (Andréassian, 2005).

La *figure 1-04* illustre les différents types de circulation d'eau dans les bassins versants. Bien que les enjeux considérés dans cette thèse concernent les eaux de surface, les écoulements souterrains vers la nappe peuvent influencer la qualité des eaux de surface, dès lors que la nappe vient réalimenter les cours d'eau en période d'étiage.

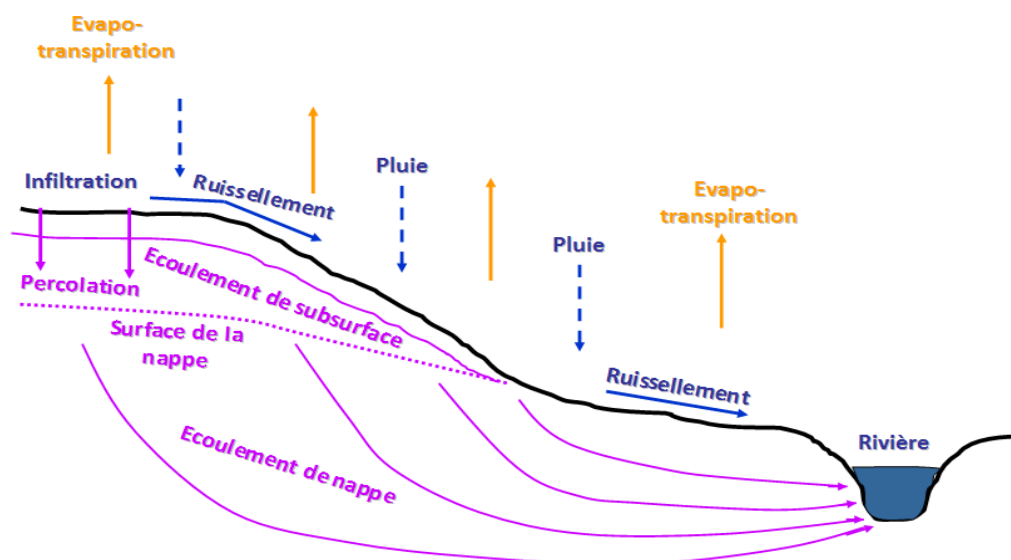


Figure 1-04. Processus hydrologiques dans les bassins versants
(modifié d'après CSEB, 2005)

□ **L'eau d'infiltration** remplit d'abord les interstices du sol en surface, puis pénètre dans le sol. La capacité d'infiltration qui est spécifique au type de sol, représente le flux d'eau maximal que le sol peut absorber à travers sa surface. Elle dépend de la texture du sol (Andréassian, 2005): par exemple les argiles des *Coteaux de Gascogne* sont nettement moins favorables à l'infiltration que les limons de *Normandie* et encore moins que les sables des *Landes de Gascogne*. Elle dépend aussi de son état structural (présence d'agrégats, de mottes, d'une croûte de battance moins perméable telle sur limons) et de son humidité. Cette infiltration varie fortement dans l'espace à cause de la variabilité des propriétés des sols, et dans le temps à l'échelle temporelle de l'évènement pluvieux, mais aussi intra-annuelle suivant l'état structural du sol lié à l'activité biologique des sols et des pratiques agricoles (CSEB, 2005).

Le ruissellement à la surface du sol se produit soit lorsque la capacité d'infiltration (CI) du sol est dépassée, soit lorsque le sol est saturé jusqu'à la surface (CSEB, 2005).

Si $IP < CI \Rightarrow$ il n'y a pas de ruissellement (IP est l'Intensité de la Pluie en mm/h).

Si $IP > CI \Rightarrow$ il y a du ruissellement hortonien R ($R = IP - CI$).

Le *coefficient de ruissellement*, rapport entre le débit ruisselant en sortie de la surface considérée et la "pluie brute" dépend directement de la *pente*, de l'*imperméabilisation des surfaces*, autrement dit de la *couverture du sol*, de sa *nature* et du *travail effectué* pour des parcelles agricoles (Miquel, 2003b). Au cours de leur transfert vers le cours d'eau, les eaux de ruissellement peuvent également s'infiltrer, compte tenu de la variabilité spatiale de la topographie, des propriétés du sol, des couverts végétaux. Le ruissellement peut aussi se produire lorsque le sous sol est saturé. Les pluies ne peuvent pas alors s'infiltrer et ruissellent vers le cours d'eau. Dans ce cas, les quantités d'eau ruisselées ne dépendent pas directement de l'intensité des pluies (Andréassian, 2005).

Dans les régions telles les *Coteaux de Gascogne* (une de nos deux zones d'étude) soumises à des orages parfois violents, l'intensité des pluies peut générer un ruissellement hortonien important.

En revanche, dans le *Massif Armoricaïn* où se situe l'autre zone d'étude, le CI varie de 1 mm/h à plusieurs dizaines mm/h. Ici, l'intensité des pluies est rarement supérieure à 10 mm/h (Gascuel-Odoux et Mérot, 1986), un ruissellement sur sol saturé est alors plus fréquent et propice au transfert de MES sur sol non protégé en périodes hivernale et printanière notamment.

❏ Les écoulements souterrains :

Après passage dans le sol (infiltration), l'eau tend à s'écouler essentiellement verticalement en direction de la nappe phréatique sous l'influence majeure de la gravité : c'est le phénomène de *percolation*. Des écoulements horizontaux, dits *hypodermiques*, peuvent se développer dans le cas où un horizon de sol peu perméable est présent à faible profondeur (exemple d'une semelle de labour sur sol majoritairement argileux). L'eau circule dans la matrice du sol, c'est-à-dire dans la microporosité, ou dans des macropores résultant d'emplacement d'anciennes racines, de galeries créées par la faune du sol, de fentes de dessiccation sur sols argileux tels *les terreforts*⁸ du Sud-ouest de la France (Revel et Guirresse, 1995). L'eau percolée jusqu'à la base de la zone non saturée recharge la nappe phréatique permanente.

L'eau stockée dans le sol est ensuite utilisée par les plantes en phase végétative puis transpirée vers l'atmosphère. Ainsi, au cours de l'été, la nappe n'est plus alimentée, ce qui entraîne une baisse de son niveau et par voie de conséquence un tarissement des cours d'eau. La nappe se recharge ensuite durant la période hivernale, sous réserve que les précipitations soient suffisantes, car durant cette période, l'évapotranspiration est très faible, voire inexistante pour les cultures de printemps et d'été. Dans les nappes, seule l'eau gravitaire est mobile. L'eau retenue notamment par les argiles n'est pas mobilisable car les forces de rétention sont supérieures à celles de la gravité. La porosité efficace correspond au rapport du volume d'eau gravitaire sur le volume total de la roche saturée en eau (CSEB, 2005). *Les écoulements de nappe sont essentiellement latéraux*. La circulation de l'eau se fait classiquement selon des boucles qui peuvent s'approfondir si elles ne sont pas limitées par une barrière imperméable, telle *la molasse*⁹ dans le piedmont pyrénéen (Enjalbert, 1960), caractéristique de notre zone d'étude dans cette région.

Les vitesses de transfert dans le bassin versant sont très variables en fonction de la position topographique : en bas de versant, l'eau gagne le cours d'eau en quelques jours ou quelques mois, alors que celle située sur les plateaux en amont peut avoir une durée de transfert de quelques années (Molénat et Gascuel-Odoux, 2002). Les nappes des bassins sur socle tel que dans le *Massif Armoricaïn* sont peu profondes. Le toit de la nappe est situé à moins de 30m de la surface du sol. Elles sont fluctuantes suivant la saison avec un battement qui peut dépasser 5m et variable dans l'espace suivant la localisation topographique dans le versant (CSEB, 2005).

⁸ **Terrefort** : nom donné sur les *Coteaux de Gascogne* aux sols argilo-calcaires lourds mais fertiles. Ils sont profonds et riches en argiles, ce qui confère des sols plastiques et adhésifs lorsqu'ils sont humides. Ils nécessitent une grande puissance de traction. Sur le plan hydrique, la présence d'argiles permet une bonne rétention en eau. Chimiquement, il s'agit d'un sol non calcaire dans la masse, mais saturé en calcium.

⁹ **Molasses** : sont des formations de roches sédimentaires détritiques qui s'accumulent dans des bassins périphériques d'une chaîne de montagnes. Elles sont souvent constituées de grès à ciment de calcaire argileux.

1.4 Les facteurs déterminants les transferts des contaminants agricoles vers les eaux de surface

Nous allons analyser les facteurs déterminants des transferts vers les cours d'eau des principaux contaminants ayant fait l'objet d'études dans le cadre de notre thèse : azote, produits phytosanitaires, ainsi que les matières particulaires liées aux phénomènes d'érosion et de ruissellement. En effet, les modalités de transfert conditionnent directement le potentiel de contamination des eaux de surface.

1.4.1 Présentation des flux des contaminants agricoles sur un bassin versant

La figure 1-05 présente une synthèse des relations entre les transferts de fertilisants, de produits phytosanitaires agricoles et leurs impacts en termes de pollution des cours d'eau. Les eaux chargées de contaminants solubles ruissellent en partie à la surface du sol vers l'aval du bassin versant et également s'infiltrent en sous-sol et subissent une lixiviation vers la nappe.

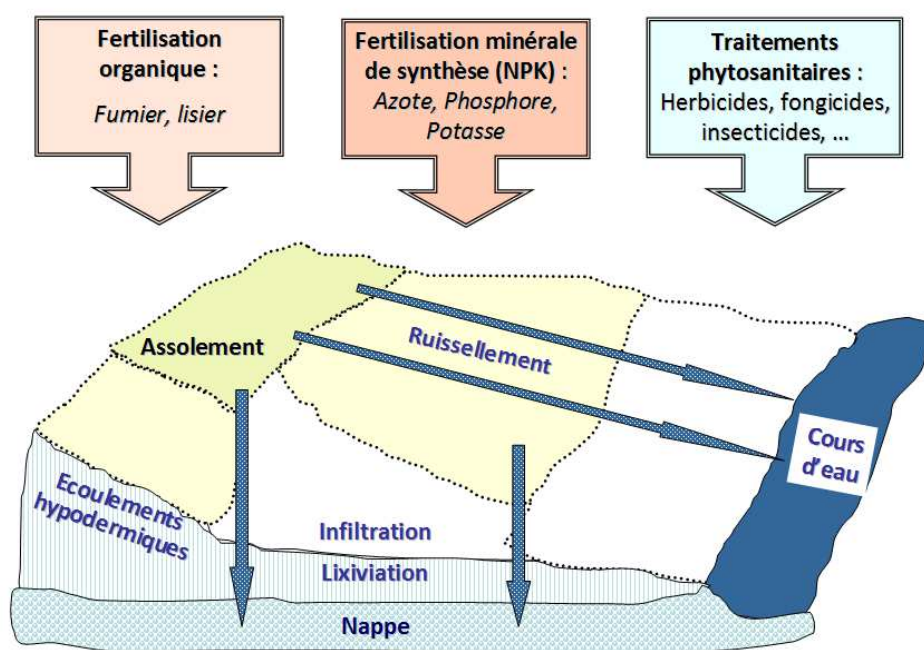


Figure 1-05. Pratiques agricoles et contamination des masses d'eau

(modifié d'après Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005)

A ces transferts de contaminants solubles, viennent s'ajouter par exemple ceux de matières particulaires qui ruissellent jusqu'au cours d'eau ou sont lessivées¹⁰ vers le sous-sol. Ces particules peuvent entraîner également certains contaminants insolubles, qui y sont adsorbés, telles des molécules phytosanitaires hydrophobes, et le phosphore.

¹⁰ **Lessivage** : transport d'éléments (particules argileuses, limoneuses ou des ions) composant un sol, sous l'effet de l'écoulement des eaux d'infiltration des couches supérieures de celui-ci vers les couches plus profondes. Cela induit un impact sur la qualité des eaux souterraines, et des cours d'eau.

1.4.2 Les facteurs déterminants les transferts de l'azote

1.4.2.1 Les différentes formes de l'azote

L'azote peut se présenter dans le sol sous des états très variables, essentiellement sous forme organique (95%) ou minérale. L'azote organique du sol comprend les résidus de plantes, l'azote organique de la biomasse microbienne et de l'humus. Cette incorporation aux molécules organiques à 90% constitue une forme passive, difficilement décomposable : il s'agit de l'azote organique stable (Figure 1-06). Les 10% restant d'azote organique constituent la partie mobile de l'azote (protéines de la biomasse et des résidus de récolte) (Turpin *et al.*, 1997). Les différentes formes chimiques de l'azote correspondent à des états d'oxydation différents (Nicolardot *et al.*, 1997).

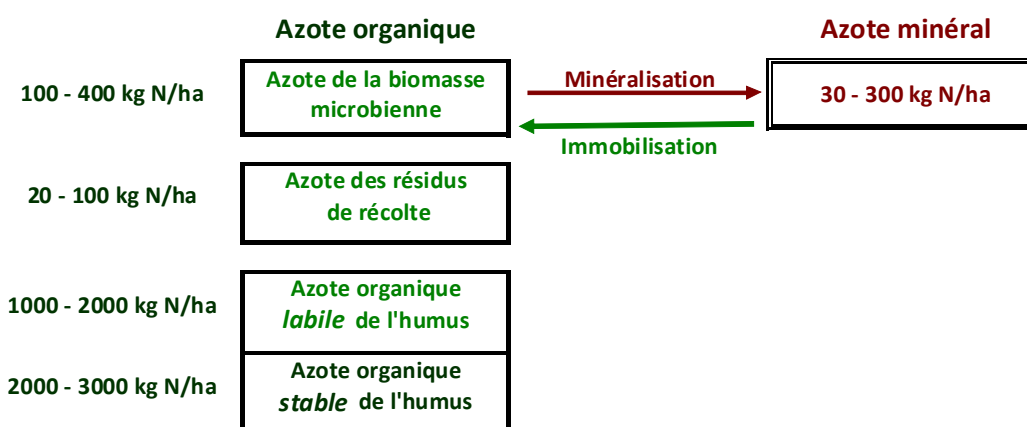


Figure 1-06. Différents états de l'azote dans le sol et quantités moyennes par hectare de culture
(d'après CORPEN, 1991 ; 1993)

Le cycle de l'azote est un cycle biogéochimique qui décrit la succession des modifications subies par ses différentes formes minérales et organique. Une représentation dans les systèmes agricoles en est faite en Annexe 4. La prise en compte des transferts azotés dans l'analyse et la gestion des risques AE nécessite une étude attentive du cycle. La fraction minérale de l'azote du sol est surtout constituée d'azote ammoniacal (NH_4^+ , NH_3) et d'azote nitrique (NO_3^-). Des réactions biochimiques d'ammonification et de nitrification conduisent d'une forme à une autre. La minéralisation de l'azote organique et les apports d'engrais minéraux constituent la principale source d'azote minéral dans le sol, à côté des précipitations et de la fixation d'azote atmosphérique (fixation symbiotique par les légumineuses, ou asymbiotique).

C'est sous cette forme minérale que l'azote est absorbé par les plantes. En période de croissance des cultures, la forme nitrique prédomine sur la forme ammoniacale. La cinétique d'absorption des plantes varie en fonction du stade végétatif et selon les espèces. L'absorption par les végétaux est faible lors de la germination des plantes, maximale lors de la période végétative, puis diminue lors de la phase de maturation. Il importe dès lors de bien adapter temporellement les apports azotés à la plante. Une conséquence pratique pour nos travaux est l'appréciation de la pression azotée suivant les quantités d'azote minéral et organique fournies aux cultures, en tenant compte du nombre d'apports dans une campagne agricole, pour intégrer l'influence du fractionnement.

1.4.2.2 Les modes de transfert de l'azote vers les eaux

Les pertes en azote minéral vers les autres compartiments de l'écosystème sont liées à plusieurs types de phénomènes (Baroin *et al.*, 1997) :

- physiques : entraînement vers le réseau hydrographique en phase dissoute, suivant le mode d'écoulement des eaux : par ruissellement et par lixiviation ;

- chimiques : volatilisation de l'azote ammoniacal du sol ou des résidus animaux et végétaux, dénitrification chimique en sol acide). Les pertes par volatilisation et dénitrification peuvent être très importantes.

- biologiques : absorption de l'azote minéral par les plantes, organisation par la microflore, dénitrification biologique (transformation de l'azote minéral en des formes gazeuses, N_2 et NO_x) ;

Toutes les formes d'azote présentes dans le sol ne sont pas transférables par les mêmes voies. Les quantités les plus importantes sont mobilisées sous forme nitrrique par lixiviation (l'ion nitrate est très soluble). Les quantités d'azote ainsi entraînées dépendent de nombreux facteurs tels que la quantité d'azote nitrrique présente dans le sol, sa répartition le long du profil de sol, la quantité d'eau drainée, la fréquence et la répartition des pluies dans l'année. L'azote entraîné par lixiviation rejoint les eaux de surface par ruissellement subsuperficiel, et parfois à partir nappes qui viennent réalimenter les cours d'eau en période d'étiage.

L'azote des engrais, celui des effluents d'élevage après les épandages, et l'azote organique adsorbé sur les particules de sol, peuvent ruisseler rapidement en surface suivant la topographie, l'état de couverture du sol et les différents obstacles paysagers (Turpin *et al.*, 1997). Les transferts d'azote vers les eaux de surface et souterraines se font préférentiellement sous forme de nitrates, l'ion nitrate NO_3^- étant très soluble dans l'eau (Lafeil et Neem, 1997). La figure 1-07 illustre les différents modes de transfert de l'azote vers les eaux.

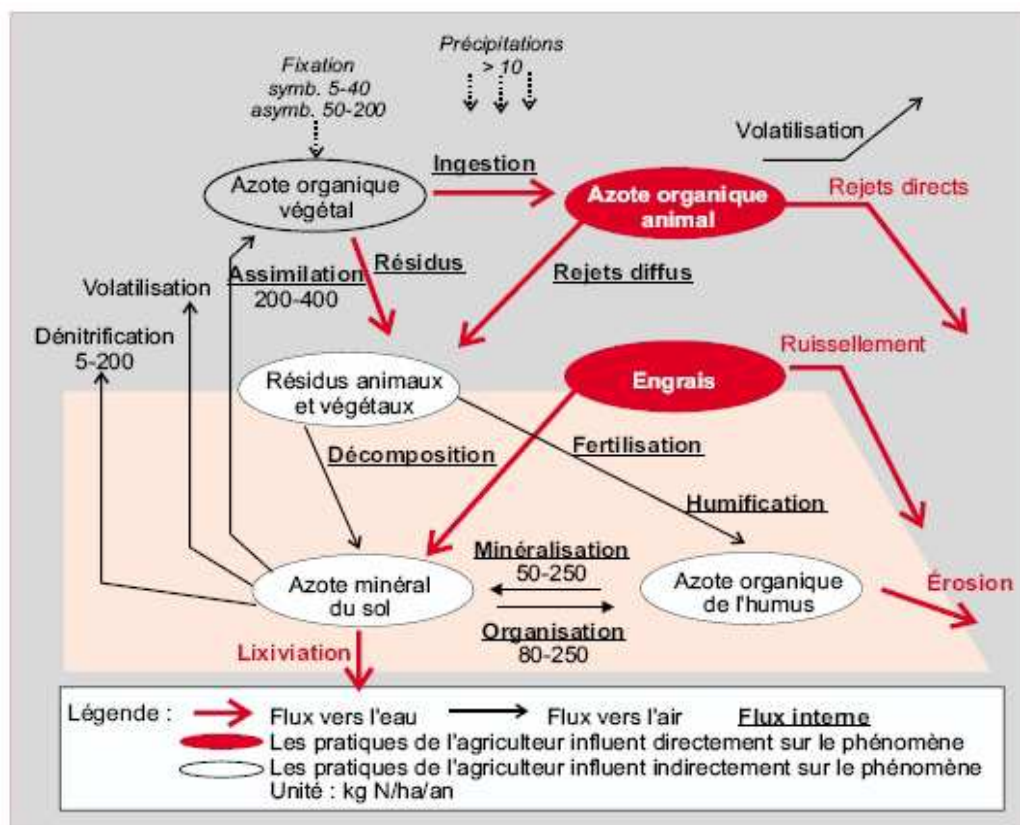


Figure 1-07. Différentes formes et modes de transfert de l'azote vers les eaux

(d'après CORPEN, 1993 ; Turpin *et al.*, 1997)

La distance au réseau hydrographique influence alors directement le temps de transfert de l'azote vers les eaux de surface. Les phénomènes à l'origine du transfert de l'azote des sols vers l'eau peuvent être analysés à différentes échelles spatiales (Jarvis *et al.*, 1996) :

- dans les microsites du sol : l'environnement physico-chimique conditionne le déplacement des équilibres biochimiques de minéralisation, réorganisation, volatilisation et dénitrification de l'azote ;
- à l'échelle de la parcelle agricole : les pratiques agricoles (type de culture, rotations, travail du sol, nature des fertilisants apportés et dosages) ont des conséquences à court terme, mais aussi à moyen et long terme, de façon plus ou moins maîtrisée, sur l'ampleur relative des différentes réactions (Sebillotte, 1990a) ;
- dans le bassin versant : l'entraînement de l'azote de la zone racinaire vers les eaux est étroitement lié aux conditions climatiques. L'aménagement de l'espace (état du sol en surface, végétation) et la topographie (pentes, micro relief) contribue à accélérer, ou au contraire à ralentir, les transferts vers les eaux (Beaudouin *et al.*, 2004, 2005).

Les échelles temporelles des processus sont aussi très variables. De l'azote minéral présent dans un sol peut mettre plusieurs mois, voire plusieurs années à lixivier dans le sous-sol, alors qu'il ne mettra que quelques semaines, voire quelques heures à atteindre la mer une fois qu'il se retrouve dans une rivière (Turpin *et al.*, 1997). La partie superficielle de la nappe (nappe de versant) contribue de manière plus importante en hiver qu'en été. Ces mécanismes sont particulièrement importants dans les régions où les variations saisonnières sont marquées. La nappe profonde contribue majoritairement en période d'étiage. Dans les zones humides, la dénitrification est surtout active au printemps et en été (CSEB, 2005). La *figure 1-08* illustre les phénomènes de transfert de l'azote vers les eaux de surface et souterraines à l'échelle territoriale (bassins versants).

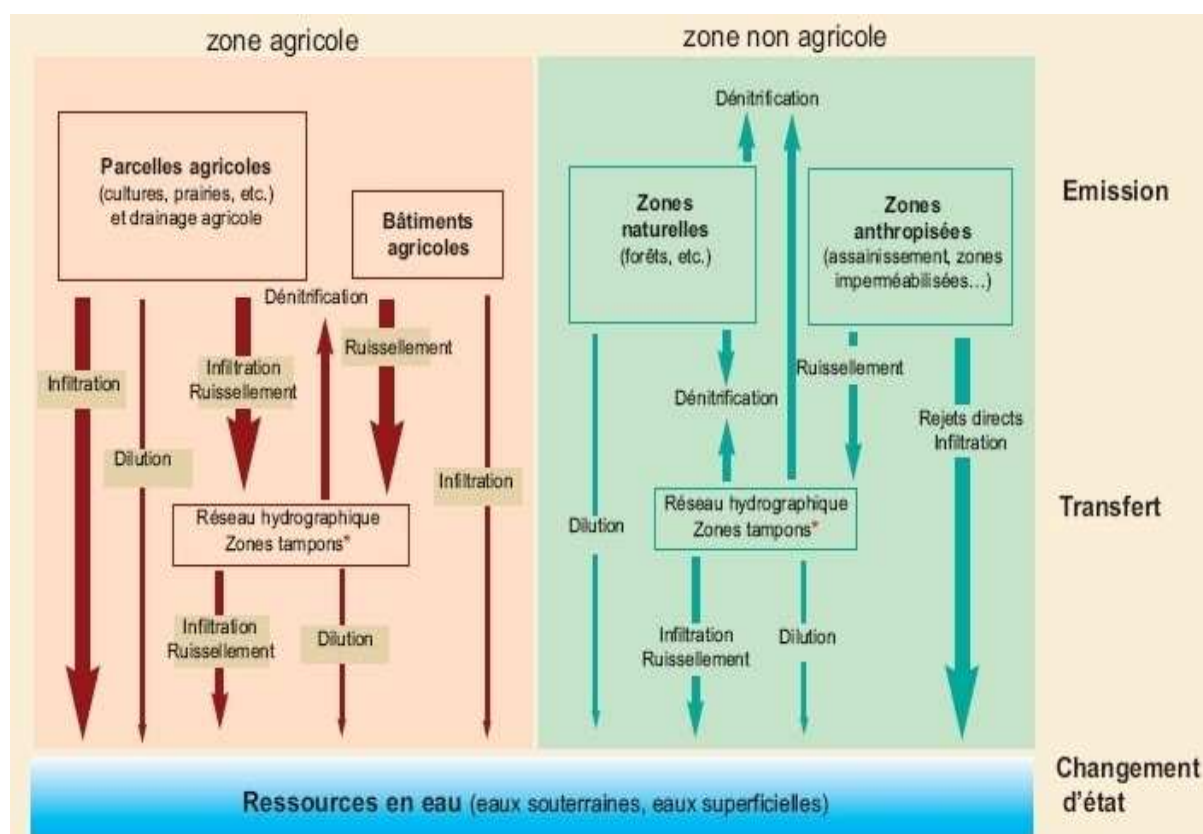


Figure 1-08. Principaux processus agissant sur les flux d'azote vers l'eau à l'échelle des territoires (d'après CORPEN, 2006)

Les parcelles agricoles drainées peuvent entraîner un transfert rapide vers les ressources en eau, ou vers le réseau hydrographique et les zones tampons. Différentes voies de pertes peuvent être partiellement compensées par des processus de dilution (infiltration d'eau peu chargée en nitrates), voire épuratrice (principalement par dénitrification). Les flux d'azote sont très variables suivant les caractéristiques des territoires et sont représentés dans la zone agricole qui nous intéresse particulièrement et la zone non agricole, par des flèches dont l'épaisseur est proportionnelle à leur degré d'importance moyenne. Le schéma simplifié (*Figure 1-08*) ne précise pas par exemple, les phénomènes d'épuration dans les zones naturelles (forêts, zones humides).

1.4.3 Les facteurs déterminants les transferts des produits phytosanitaires

Hormis les cas de pollutions ponctuelles, l'essentiel de la contamination se fait par voie diffuse à l'échelle des parcelles agricoles, lors de l'épandage des produits phytosanitaires (PPh) (*Voltz et Louchart, 2001*). Une caractéristique fondamentale de la contamination des eaux de surface est sa grande variabilité spatio-temporelle (*Gouy et Carluier, 2002*). Les voies d'écoulement des eaux de surface et des PPh associés sont très fortement influencées par le chevelu hydrique, en fonction de la topographie, de la nature du sol et du substrat géologique, du type de paysage, des techniques culturales, des conditions climatiques. Ces facteurs d'influence des transferts de PPh contribuent également à expliquer les disparités régionales.

Afin de comprendre la contamination des eaux dans les bassins versants par les PPh, principale préoccupation actuellement des gestionnaire des stations de captage des eaux brutes pour l'AEP, il importe d'abord de connaître leurs principales caractéristiques chimiques, d'identifier leurs formes de transport et les processus de leur diffusion à l'échelle parcellaire, puis les dynamiques de variation des concentrations et l'influence des pratiques culturales.

1.4.3.1 Les principales familles chimiques de PPh et leurs modes d'action

Les *produits phytosanitaires* (ou *produits phytopharmaceutiques*) sont appliqués en agriculture pour la protection des plantes cultivées. L'action des PPh peut être soit directe - par destruction de l'élément nuisible - ou soit indirecte, en réduisant ses capacités de reproduction, ou en pénétrant d'abord la plante-hôte, pour éliminer ensuite l'élément pathogène : on parle alors de produit systémique. Pour chaque usage, on peut les classer selon leur composition chimique et leur mode d'action (*Couteux et Lejeune, 2010*) (*Annexe 5*).

Ils comprennent différents types, dont :

- les herbicides contre les adventices concurrentes au niveau des éléments nutritifs du sol, de l'eau, de l'espace de développement des plantes, de la lumière. Ils peuvent être sélectifs ou totaux. Les groupes de substances actives les plus importantes sont les *acides amino-phosphoriques* (type glyphosate), les *urées* (diuron, isoproturon), les *triazines* (atrazine, simazine, aujourd'hui interdites en Europe). Certains herbicides inhibent la photosynthèse des plantes (terbuthylazine, isoproturon, atrazine), la division cellulaire (trifluraline, pendiméthaline), la synthèse des lipides (cyclohexanediones), la synthèse de la cellulose (chlorotiamide), la synthèse des acides aminés (glyphosate). *Ils représentent les molécules les plus fréquemment rencontrées dans les masses d'eau.*

- les fongicides, contre les champignons ou cryptogames, pathogènes. Ils présentent trois modes d'action différents. Les unisites attaquent la perméabilité membranaire des champignons. Les multisites s'attaquent aux spores des champignons : ils sont préventifs. Les antimétabolites bloquent la division cellulaire. La famille de fongicides la plus présente est celle des *carbamates*.

- les insecticides, acaricides, nématicides, molluscides, etc., contre les ravageurs : insectes, acariens, nématodes, limaces, etc. Ils les familles les plus rencontrées sont les *organophosphorés* (malathion), les *carbamates insecticides* (carbaxyl), les *pyréthrinoides* (deltaméthrine) et les *organochlorés* (endosulfan). Compte tenu de la grande diversité des familles chimiques auxquelles ils appartiennent, les micropolluants, dont les phytosanitaires présentent des propriétés très variées,

notamment en termes de volatilité, de solubilité dans l'eau et dans les graisses, d'adsorption et de bioaccumulation... En conséquence, leur recherche est effectuée de manière complémentaire ou alternative dans l'eau ou dans les sédiments. La recherche de micropolluants dans les tissus des organismes (muscles, foie) répond à une exigence réglementaire (poissons, mollusques, crustacés consommés par l'homme). Elle permet aussi de mettre en évidence l'importance de la contamination d'un milieu et du réseau trophique (poissons, oiseaux, mammifères marins notamment) (AESN, 2008).

Mais les PPh sont également appliqués hors agriculture pour l'entretien des voiries ou des espaces de loisirs ainsi que dans les jardins familiaux (environ 10% du tonnage utilisé en France) (Pujol et Dron, 1998), ce qui n'est pas sans conséquence parfois dans la contamination des masses d'eau de surface, à l'échelle de bassins versants. Les *produits commerciaux* se présentent sous différentes formes telles que des émulsions concentrées, des granulés, des suspensions concentrées...plus ou moins pratiques à mettre en œuvre et plus ou moins sûres pour l'utilisateur. Les *substances actives* sont les toxiques homologués, efficaces sur les parasites à combattre, que nous considérerons dans l'approche de la pression agricole. L'utilisation agricole des PPh est très réglementée de façon à définir les conditions de leur utilisation pour assurer une efficacité de la protection phytosanitaire suffisante des cultures, tout en limitant *théoriquement*, les risques de développement d'effets néfastes pour la santé humaine et l'environnement (CEE, 1991, 1998 ; CE, 2009a, 2009b ; UE, 2006). Néanmoins, la contamination des eaux par les PPh est significative (cf. Introduction et annexe 2b). De nombreuses études en témoignent désormais (Beernaerts et al., 2001 ; Barriuso, 2004 ; Aubertot et al., 2005 ; Claver et al., 2006 ; Butault et al., 2010 ; Taghavi et al., 2011), et mettent en évidence leurs conséquences toxicologiques (Rivière, 2001 ; Carvalho, 2006 ; AFSSET, 2009 ; Bonnefoy et al., 2012) et écotoxicologiques (Babut et al., 2001 ; Morin et al., 2009 ; Roubex et al., 2011).

1.4.3.2 Les effets des PPh sur l'environnement et conséquences pour la santé humaine

Les doses de pesticides rencontrés sont parfois très faibles, mais ces produits sont par nature toxiques. De plus, certains présentent des taux de persistance élevés. Les principaux effets des PPh sur l'environnement sont les suivants (Duchemin, 2006) :

- **Toxicité** : compte tenu de leur caractère biocide, les PPh peuvent être toxiques pour tous les organismes vivants. En fonction de leur mode d'action, de leur persistance et de leur capacité de bioaccumulation, cette toxicité s'exprime différemment selon les espèces. Les animaux peuvent être touchés directement, notamment en bout de chaîne trophique (biomagnification), ou par le biais de la destruction de leur habitat sous l'effet des herbicides.

- **Produits de dégradation** : Les substances actives se dégradent en de nombreux produits (métabolites) qui sont parfois plus toxiques que leur substance mère.

- **Bioconcentration / Bio-accumulation** : Même s'il existe d'importantes variations du potentiel de bioconcentration des pesticides selon l'espèce, voire même à l'intérieur d'un même taxon, certains pesticides, notamment lipophiles, sont fortement bioaccumulables.

- **Bioamplification** : Les insecticides organochlorés font notamment l'objet d'une forte bioamplification dans les réseaux trophiques aquatiques.

- **Résistance** : Depuis une cinquantaine d'années, des observations montrent que des insectes, des champignons phyto-pathogènes et des plantes adventices deviennent résistantes aux PPh. Leur nombre est d'ailleurs en croissance constante. La résistance s'accompagne d'un accroissement de la

toxicité mesurée par la CL50¹¹ et/ou la DL50¹² (Pennsylvania College of Agricultural Sciences, 2006). De plus, une résistance croisée tend à se développer : l'espèce devient également résistante à d'autres groupes de matières actives.

Tous les PPh sont potentiellement dangereux pour l'homme, leur toxicité dépend notamment du mode de pénétration dans l'organisme. De multiples travaux scientifiques depuis une quinzaine d'années (Zahm *et al.*, 1997 ; Alavanja *et al.*, 2004 ; AFSSET, 2009) ont montré que l'exposition à certaines molécules chez l'homme est corrélée à diverses pathologies majeures : cancers associés à la suppression immunitaire, multiples réactions allergiques, réponses auto-immunes et suppression de la fonction immunitaire, enfin une plus grande sensibilité aux agents pathogènes. Aussi, la préoccupation des politiques et des gestionnaires des points de captages des eaux brutes en vue de la potabilité est d'autant plus justifiée. Elle impose de comprendre les modes de transferts des PPh vers les eaux, mais surtout les modifications de pratiques agricoles nécessaires à l'échelle de bassins versants pour réduire la contamination des points de captage d'eau.

1.4.3.3 Les phénomènes de rétention, de dégradation dans le sol, et de transfert vers les eaux

Qu'ils soient directement épandus sur sol nu, ou sur un sol couvert plus ou moins partiellement par la végétation, les PPh sont soumis à un ensemble de processus qui conditionnent leur devenir et leur dispersion vers d'autres compartiments de l'environnement. Leur rétention dans les sols puis libération dans le milieu, et pour partie leur dégradation, sont à l'origine de problèmes de contamination des écosystèmes, dont les eaux de surface et souterraines (Barriuso, 2004). La compréhension de ces processus est un préalable avant toute modélisation agro-environnementale.

➤ Les phénomènes de rétention des PPh dans les sols

La rétention des PPh par les sols est caractérisée en conditions expérimentales de laboratoire par des isothermes d'*adsorption*¹³ et de *désorption*¹⁴, c'est-à-dire des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations des PPh en solution, et en l'état d'adsorption par le sol (Calvet, 2002a). En l'absence d'autres phénomènes (diffusion, dégradation...), la disparition de la solution est explicable par l'adsorption en relation avec la nature des sols. Lorsque les particules de sol sont plutôt hermétiques (type argiles à espaces interfoliaires inaccessibles, exemple de la kaolinite¹⁵), la rétention des PPh est seulement due à l'adsorption. De ce fait, la libération des molécules est uniquement liée à la désorption. Ces phénomènes sont quasi instantanés. La capacité d'échange des cations (CEC)¹⁶ de la kaolinite est faible : 10-20 milli-équ. /100g de terre (Soltner, 1975).

¹¹ **CL50** : concentration exprimée en mg/kg du produit chimique qui tue 50 % des animaux d'essai dans un temps donné (généralement quatre heures).

¹² **DL50** : dose létale (en mg/kg) qui correspond à la quantité de toxique qui en une seule absorption en général orale, provoque la mort de 50 % des animaux en expérimentation. Elle permet de mesurer la toxicité aiguë.

¹³ **L'adsorption** est un phénomène de surface par lequel des atomes ou des molécules de gaz ou de liquides (*adsorbats*) se fixent sur une surface solide (*adsorbant*) selon divers processus plus ou moins intenses.

¹⁴ **La désorption** est un phénomène inverse de l'adsorption, par laquelle les molécules adsorbées se détachent du substrat.

¹⁵ **La kaolinite** est une espèce minérale composée de silicate d'aluminium hydraté, argile blanche, friable et réfractaire, formée surtout en climat subtropical et tropical.

¹⁶ **La capacité d'échange de cations (CEC)** est la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé de sol (habituellement 100 g) est capable de retenir.

A l'inverse, avec des particules microporeuses (argile de type *Montmorillonite*¹⁷, voire des agrégats de substances humiques), la rétention est le résultat de l'adsorption et de la diffusion intra-particulaire : on parle alors de phénomène de *sorption*. La libération des molécules est alors due à l'adsorption ainsi qu'à la diffusion hors des particules solides. Ces phénomènes ne sont pas instantanés (*Barriuso, 2004*). La CEC de ce type de sol est de l'ordre de 100 à 130 milli-équival. /100g de terre (*Soltner, 1975*). La compréhension du comportement des molécules dans le sol suivant leurs caractéristiques physico-chimique est nécessaire au paramétrage des modèles pour l'évaluation des transferts de PPh vers les eaux, préférentiellement sous forme dissoute ou adsorbée (MES et MO).

Il est possible d'établir les courbes d'adsorption des substances actives à partir de l'équation de *Freundlich*, la plus souvent utilisée (*Gaillardon, 2004*): $(x/m) = K_f \cdot C_e^n$

Où : x/m est la quantité de PPh adsorbée sur le sol,

C_e est la concentration du PPh dans la solution en équilibre avec la phase adsorbée

K_f et n sont des paramètres empiriques. K_f est la *capacité d'adsorption* du sol et n un *indice d'affinité du PPh* pour le sol considéré.

Pour de nombreux PPh, $n \approx 1$; de ce fait, l'adsorption peut-être décrite par l'équation :

$$K_d = (x/m)/C_e$$

Où K_d est le *coefficient de partage*, ou de *distribution des molécules entre les phases solide et liquide* : $K_d = \frac{[\text{molécules en phase particulaire}]}{[\text{molécules en phase dissoute}]}$

Ce coefficient est fonction de la nature chimique des molécules, ainsi que des caractéristiques de la phase solide et notamment du taux de matière organique dans le sol (*Barriuso et al., 1996*). Suivant la valeur du K_d , la répartition entre les deux formes de transport varie assez fortement.

Il est lié au coefficient d'adsorption sur le carbone organique du sol noté K_{oc} qui caractérise la capacité de la substance à être adsorbée par la matière organique du sol : $K_d = K_{oc} \cdot \% CO$.

Les trois coefficients d'adsorption (K_f , K_d , K_{oc}) sont des paramètres environnementaux qui peuvent être obtenus expérimentalement pour chaque PPh et chaque type de sol, mais ils peuvent aussi être estimés à partir de paramètres physico-chimiques concernant les caractéristiques des molécules, dont :

La solubilité dans l'eau : S_w , exprimée en mg./l ; elle est inversement proportionnelle à la solubilité mesurée dans les solvants organiques.

Le coefficient de partage des molécules entre l'octanol et l'eau : K_{ow} qui est une constante physico-chimique propre à chaque molécule. Il représente la distribution de cette molécule entre les deux phases octanol et eau, non miscibles, en conditions d'équilibre pour une température donnée. Un K_{ow} élevé ($\log P$) traduit une proportion élevée de molécule dans la phase octanol et donc un caractère hydrophobe (donc lipophile) de la molécule.

De multiples études ont montré les relations entre les caractéristiques chimiques des molécules et le mode de transfert privilégié. Ainsi par exemple *Taghavi et al. (2011)* ont mis en évidence sur le bassin versant de *la Save*, l'un de nos sites d'étude, que des molécules d'herbicides à solubilité

¹⁷ La montmorillonite est un type d'argile appartenant au groupe des Smectites, composée d'oxyde d'aluminium et de magnésium hydraté, enserrés entre des couches de tétraèdres de silice. Elle présente la particularité de gonfler ou dégonfler en fonction de la teneur en eau. Les **vertisols** sont typiquement des sols constitués de montmorillonite.

modérée dans l'eau telles que l'*aclonifen*¹⁸ ou le *Linuron*¹⁹ sont essentiellement exportées avec le carbone organique particulaire (COP) et les autres matières particulaires. Alors qu'une molécule telle que le *S-métolachlore*²⁰ beaucoup plus soluble dans l'eau, est surtout exportée en liaison avec le carbone organique dissous (COD).

Une substance présentant un coefficient de partage carbone organique-eau (K_{oc}) supérieur à 500 sera ainsi recherchée de préférence dans le sédiment; un coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) de $\log > 3$ orientera vers une recherche dans le biote²¹ de préférence à l'eau (produit lipophile s'accumulant dans les graisses animales) (AESN, 2008). Des corrélations étroites existent entre certaines propriétés des sols (teneurs en carbone, MO) et les coefficients d'adsorption des PPh. Cela justifie l'usage du K_{oc} à la place du K_d pour comparer l'adsorption d'un même PPh sur des sols avec des % MO différents (Chapot et al., 2007). Dans le cas des molécules polaires et/ou ionisable, les constituants minéraux et le pH des sols jouent un rôle déterminant dans leur adsorption. Des courbes théoriques expriment la variation du pourcentage de substances transportées sur les particules en fonction de différentes valeurs de K_d (Voltz et Louchart, 2001).

De nombreux écoulements, notamment de subsurface présentent des teneurs en matières particulaires réduites. Dans une majorité de situations, le transport des molécules s'effectue en phase soluble (Leonard, 1990). A l'inverse, des molécules à fortes propriétés d'adsorption sont peu mobiles et de ce fait, induisent des risques plus restreints de contamination des eaux. La rétention des PPh par les sols est considérée comme résultant des conditions d'équilibre caractérisées par des constantes d'adsorption dont les cinétiques font souvent apparaître une phase d'adsorption rapide suivie d'une phase lente (Barriuso, 2004). Ce processus peut s'expliquer par la diffusion des PPh dans la microporosité des structures colloïdales, voire des agrégats des sols, ce qui aurait pour conséquence de ralentir fortement la cinétique de désorption et donc de transfert des substances en solution. Des phénomènes d'hystérésis²² sont souvent observés dans les situations de désorption (Taghavi et al., 2011), entre la montée et la descente de crue.

Des hystérésis dextres²³ (sens des aiguilles d'une montre) ont été observées pour des molécules peu ou modérément solubles et pour les fractions particulaires, montrant alors le rôle du ruissellement de surface dans le transfert de ces PPh. Au contraire, des hystérésis senestres²⁴ (sens inverse) ont été observées pour les molécules solubles et les fractions dissoutes montrant le rôle des écoulements hypodermiques et du lessivage des sols. Ces travaux ont pu clairement établir le rôle

¹⁸ **Aclonifen** : herbicide appartenant au groupe des **diphényl-éthers**, utilisé pour le désherbage du tournesol, pois, féveroles, essentiellement. K_{ow} : $\log P = 4.37$; Sw à $20^\circ C = 1.4 \text{ mg/l}$.

¹⁹ **Linuron** : herbicide appartenant au groupe des **urées substituées**, utilisé pour le désherbage du tournesol. K_{ow} : $\log P = 3$; Sw à $20^\circ C = 63.8 \text{ mg/l}$.

²⁰ **S-Métolachlore** : herbicide appartenant au groupe des **chloroacétamides**, utilisé pour le désherbage du maïs, sorgho, soja. K_{ow} : $\log P = 2.9$; Sw à $20^\circ C = 530 \text{ mg/l}$.

²¹ **Biote** : désigne généralement l'ensemble des organismes vivants (flore, faune et champignons, ainsi que les microorganismes tels que bactéries, levures, microchampignons...) présent dans un habitat (naturel, semi-naturel) ou **biotope** particulier, ou un lieu ou une région précise.

²² **Hystérésis** : retard dans l'évolution des effets d'un phénomène physique par rapport à une cause extérieure qui a produit un changement d'état

²³ **Hystérésis dextres** : pour les molécules peu solubles, les quantités exportées augmentent avec les écoulements de surface dans le temps suivant la crue.

²⁴ **Hystérésis senestres** : pour les molécules solubles, les quantités exportées sont élevées en début de crue, puis diminuent avec les écoulements de subsurface et de nappe dans le temps.

important des matières particulaires, du COP et du COD dans le transport des PPh. D'autre part, la rétention des PPh pourrait aussi s'expliquer par la formation de *résidus liés*, c'est-à-dire de PPh non extractibles avec des solvants organiques, lors d'interactions plus fortes et moins réversibles (Barriuso, 2004).

➤ **Les phénomènes de dégradation des PPh dans les sols**

La dégradation des PPh dans les sols est l'un des moyens importants de leur élimination en évitant ainsi leur transfert vers les eaux. Elle correspond à leur transformation qui provoque une modification de la molécule principale en molécules secondaires appelées *métabolites*. Le processus ultime aboutit à la transformation du CO en dioxyde de carbone CO₂. Cette dégradation est fonction de la nature chimique de chaque PPh, de sa concentration et des conditions pédoclimatiques. Les phénomènes impliqués dans le sol sont à la fois *abiotiques** et biologiques suivant des processus comparables d'oxydations, réductions, hydrolyses, déhalogénéation. Les dégradations biologiques sont plus importantes quantitativement que les dégradations abiotiques (Gaillardon, 2004).

La *persistance* des PPh dans les sols et donc par voie de conséquence les risques induits de contamination et pollution des eaux est appréciée par la DT50²⁵ ou *durée de demi-vie* de la substance active. Cette DT50 est une donnée très approximative. Elle représente le potentiel de dégradation des substances actives et leur vitesse de dégradation dans le sol. Elle dépend certes de la nature chimique intrinsèque des PPh, mais également des conditions pédoclimatiques, ce qui explique une grande variabilité de ce paramètre pour chaque molécule considérée. L'hygrométrie et la température jouent un rôle majeur dans l'activité des micro-organismes dans le sol, et de ce fait sur la dégradation biologique des PPh (Soulas, 2002). Lors d'applications répétées d'un même PPh sur un sol, les populations microbiennes tendent à s'adapter. De ce fait, leurs systèmes enzymatiques spécialisés dans la dégradation de tel PPh pourraient expliquer une augmentation de sa vitesse de dégradation (Barriuso, 2004).

1.4.3.4 Les dynamiques de variation des concentrations de PPh dans le sol et dans l'eau

La contamination des eaux varie de façon importante dans le temps, si l'intervalle entre deux applications de PPh est suffisamment conséquent (Louchart, 1999). La diminution de la contamination des eaux se produit essentiellement suite à la réduction de leur disponibilité dans le sol. Certains auteurs (Voltz et Louchart, 2001) interprètent cette diminution comme une conséquence d'une adsorption croissante du stock résiduel de la molécule par les constituants du sol. Cette disponibilité est également liée aux processus de leur transformation biologique dans le sol sous l'action des micro-organismes, et de nature abiotique (photolyse, catalyse).

La vitesse de disparition d'une molécule est certes directement liée à ses caractéristiques intrinsèques, dont la DT50 (§ 1.4.3.4), mais elle varie également suivant les conditions environnementales de température, d'humidité, et de la nature physico-chimique du sol. De nombreuses études ont également montré que l'intensité des écoulements joue un rôle majeur dans la concentration des eaux de ruissellement (Voltz et Louchart, 2001; Taghavi et al., 2011). Quelle que soit la molécule, le risque maximal de contamination pour les hydrosystèmes correspond à la situation d'une application de PPh suivie d'une forte averse. Pour les molécules peu persistantes, un événement significatif de pluie peut provoquer l'essentiel des pertes vers le milieu aquatique. Mais si la rétention des molécules sur la phase solide du sol est bénéfique à court terme pour les eaux, cette rétention couplée à la formation de résidus liés peut expliquer une libération à long terme des molécules suivant les conditions physico-chimiques du sol (Barriuso et al., 1996). C'est ainsi, que

²⁵ **DT50** : temps nécessaire pour réduire de moitié une quantité initiale de la substance phytosanitaire.

certaines molécules telles l'atrazine dont l'usage est interdit en *Europe* depuis 2003, ont été détectées dans les eaux plusieurs années après leur épandage (IFEN, 2007 ; CGDD, 2010). Ainsi, il est particulièrement difficile de prévoir l'évolution de la disponibilité d'une molécule dans un contexte donné (Barriuso, 2006).

La mobilité potentielle des PPh dans le sol et vers les eaux souterraines est appréciée à l'aide de l'indice empirique GUS (Groundwater Ubiquity Score) de Gustafson (1989) qui dépend de son Koc et de sa DT50.

$$\text{GUS} = \log (\text{DT50}) \times [4 - \log(\text{Koc})].$$

Des valeurs de mesure *in situ* de concentrations de PPh dans les eaux souterraines, ont permis de montrer que les cas les plus courants de pollution des nappes par les PPh correspondent à des produits qui présentent une valeur de l'indice GUS supérieure à 2,8 tandis que ceux dont la valeur est inférieure à 1,8 sont rarement trouvés dans les nappes. Cette approche est illustrée par des courbes hyperboliques d'isopotential de mouvement (Calvet *et al.*, 2005) obtenues par combinaison des deux propriétés qui caractérisent le mieux la mobilité des PPh : la DT50 permettant d'apprécier sa période de disponibilité dans le sol, et le Koc qui traduit qualitativement la quantité de PPh biodisponible dans la solution du sol et de ce fait, susceptible d'être dégradée biologiquement ou transférée vers la nappe (phénomène de lixiviation).

Il est à noter que dans les cas de transfert de PPh dans les eaux de ruissellement, l'indice GUS est nettement moins pertinent, compte tenu de la présence notamment des particules sur lesquelles les PPh peuvent être adsorbés. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il est possible d'obtenir dans les eaux de surface des concentrations identiques concernant deux PPh différents (l'un plutôt soluble et l'autre non) avec des valeurs de GUS très différentes (Réal, 2004).

1.4.3.5 Les principales voies de transfert à l'échelle parcellaire

Lors de l'épandage des PPh, hormis les phénomènes de dérive atmosphérique, les voies d'écoulement des substances phytosanitaires partent ou transitent par le sol. C'est le cas des produits appliqués directement sur le sol, notamment les herbicides, mais aussi ceux appliqués sur la végétation, dont une partie traverse le feuillage et rejoint le sol au moment de la pulvérisation, et l'autre partie est lessivée au moment des pluies et atteint alors le sol ultérieurement. Au niveau parcellaire, on peut retenir quatre principales voies de transfert des PPh (Voltz *et Louchart*, 2001), représentées en *Annexe 6* :

- la volatilisation dont l'intensité varie en fonction des caractéristiques chimiques des molécules, des conditions climatiques et de sol ; en conditions extrêmes, elle peut atteindre 90 % des quantités épandues (Taylor *et Spencer*, 1990) ;
- le ruissellement de surface, qui peut atteindre jusqu'à 10 % des quantités épandues ;
- l'infiltration et les écoulements latéraux en subsurface, représentent moins de 1 % ;
- le drainage artificiel des sols peut entraîner jusqu'au 3 % des quantités.

La variété des chemins et des vitesses d'écoulement induisent des capacités d'entraînement différentes des molécules. Bien que les quantités de PPh exportées soient relativement faibles par rapport aux quantités appliquées, elles peuvent cependant être suffisantes pour conduire à des contaminations significatives des eaux de surface et souterraines, suivant les normes prescrites, notamment de la DCE (CE, 2000). Le plus fréquemment, les études précitées permettent d'estimer les transferts directs vers les eaux de surface au niveau parcellaire, à près de 5% des quantités appliquées, la part la plus importante étant due au ruissellement.

1.4.3.6 Variation spatio-temporelle des voies de transfert à l'échelle du bassin versant

Les flux de PPh sont directement liés aux volumes hydriques, mais également à la durée de vie des molécules. Les plus rémanentes ainsi que leurs métabolites peuvent entraîner une concentration minimale tout le long de l'année (Gouy et Carluier, 2002). Ainsi les flux maxima ne coïncident pas forcément avec les concentrations les plus élevées. Dans les bassins versants dont les parcelles sont fortement drainées, les flux de PPh peuvent présenter un maximum en période hivernale, lorsque l'écoulement des eaux dans les drains est le plus important. L'échelle du bassin versant implique de considérer l'hétérogénéité des parcelles et donc la variabilité spatiale du milieu : hétérogénéité du terrain et variabilité des processus décrits précédemment. Dans le cas par exemple d'un versant à pente concave, il est possible d'observer dans la concavité où la nappe affleure à la surface, une exfiltration d'eau qui s'était infiltrée en amont du versant. Il se produit alors un ruissellement par saturation (Voltz et Louchart, 2001). La Figure 1-13 illustre les principales voies d'écoulement des eaux chargées de PPh à l'échelle des bassins versants (BV).

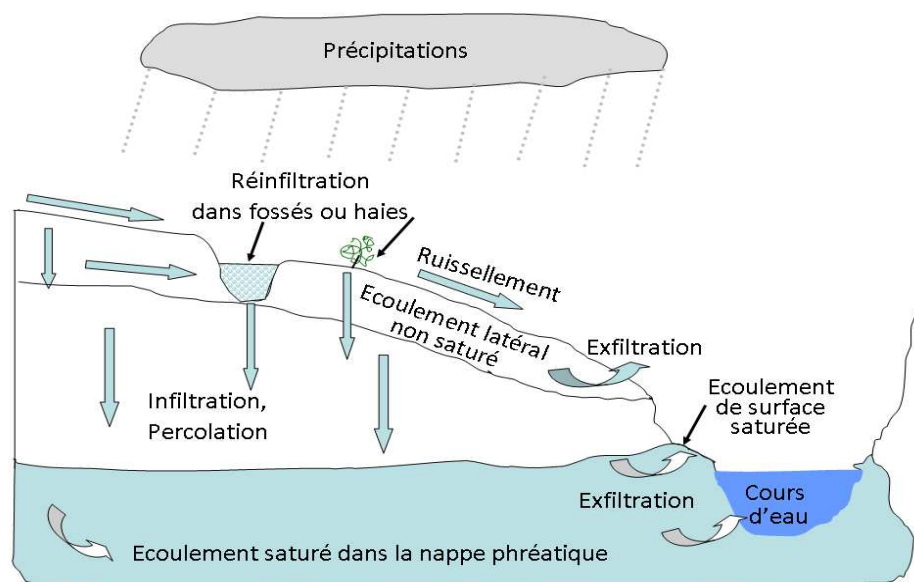


Figure 1-09. Processus d'écoulements superficiels et souterrains des PPh dans un bassin versant (modifié, d'après Dunne, 1978 ; Voltz et Louchart, 2001)

Cet exemple montre la complexité du changement d'échelle spatiale quand on passe notamment de la parcelle agricole au bassin versant. Sur un bassin naturel, l'eau suit généralement la voie de la plus grande pente, alors que dans le cas d'un bassin anthropisé, les éléments paysagers tels que chemins, fossés, talus, drains enterrés, dispositifs enherbés ou boisés, représentent des discontinuités hydrologiques pouvant modifier le devenir des PPh entre la parcelle et le milieu aquatique (Gouy et Carluier, 2002). En effet, ces éléments agissent à la fois sur la trajectoire, et sur le temps de transfert des PPh qui peuvent alors être retenus ou dégradés lors de leur transfert (Gril et al., 2004) (§ 1.5). Ainsi, les flux de résidus de PPh mesurés dans l'eau à l'exutoire d'un BV peuvent être très significativement inférieurs à ceux issus des parcelles agricoles. Cela peut notamment s'expliquer par l'hétérogénéité spatiale et temporelle de l'usage des PPh qui induit une dilution de la contamination des eaux pour chaque molécule. D'autre part, les eaux chargées de PPh entre les parcelles et l'exutoire d'un BV empruntent de multiples voies précitées. Cela peut expliquer les divers phénomènes d'inertie dans le transfert des contaminants, de dégradation par les processus biotiques et abiotiques, de limitation des pics de pollution.

L'importante relative des différentes voies d'écoulement varie d'un bassin versant à l'autre sous la dépendance des conditions climatiques dont l'intensité et la répartition des pluies, des propriétés pédologiques des sols, géologiques du substrat, des diverses pratiques culturales et de l'occupation du sol, ainsi que des aménagements paysagers et hydrauliques. Ces différentes voies conduisent à une diversité des régimes d'écoulement et à une grande variabilité entre les écoulements de surface et souterrains à l'échelle du BV. De ce fait, la contamination des eaux de surface ne peut résulter seulement des processus de ruissellement, mais aussi par exemple de l'exfiltration des eaux de drainage ou des nappes. De même, celle des eaux souterraines ne provient pas uniquement des processus de percolation. La *figure 1-09* montre par exemple les réinfiltrations des eaux de ruissellement dans les dispositifs paysagers (haies) et hydrauliques (fossés).

Nous avons vu que des molécules phytosanitaires hydrophobes sont principalement adsorbées sur les particules et les composés organiques. Leur transfert est alors directement lié aux processus d'érosion hydrique et de ruissellement sur les versants. Ces processus font l'objet d'une analyse spécifique dans le paragraphe suivant.

1.4.3.7 Influence des pratiques culturales sur le transfert des PPh vers les eaux

Le transfert des PPh vers les eaux et le degré de contamination des ces dernières sont étroitement liés aux pratiques culturales à l'échelle d'une parcelle agricole, lesquelles influent souvent simultanément sur plusieurs facteurs majeurs de contamination des eaux (*Voltz et Louchart, 2001*). Ces facteurs principaux liés à la pression anthropique sont les quantités de PPh épandus, l'état de couverture du sol au moment de l'application, la structure du sol et le niveau de matière organique dans le sol. Compte tenu du taux moyen d'exportation des PPh vers les eaux, la dose d'apport influence directement les résidus mesurés dans les eaux.

La présence de résidus de récolte en surface du sol tend à limiter les phénomènes de battance, d'érosion des sols et de ruissellement des eaux chargées de PPh. En revanche, elle tend à augmenter les risques de transfert vers les eaux souterraines par infiltration puis percolation. Cela peut alors induire un usage accru d'herbicides, étant donné que les résidus de matière organique en surface interceptent une partie des quantités épandues (*Voltz et Louchart, 2001*). Une bonne macroporosité du sol favorise également les flux qui percolent comparativement à ceux qui ruissellent. Le stock de matière organique du sol intensifie la dégradation biologique et la rétention des molécules, ce qui limite donc leur potentialité de transfert. Lors d'une expérience d'application du désherbant diuron sur vigne pendant trois années, *Louchart (1999)* a mis en évidence, des effets variables suivant la nature du travail du sol, le couvert végétal et la macroporosité du sol. Ainsi, il en ressort que les quantités exportées du désherbant par ruissellement, sont nettement supérieures dans le cas d'un désherbage chimique intégral sans labour du sol, par rapport à un désherbage chimique sur le rang, avec labour de l'interrang de vigne.

Un *itinéraire technique*²⁶ peut ainsi provoquer tant des effets favorables que défavorables sur les transferts des PPh. L'évaluation environnementale des pratiques culturales est alors très complexe. Des techniques culturales en grandes cultures peuvent présenter ces doubles effets. Par exemple, le labour crée d'abord une macroporosité favorable à l'infiltration au niveau de la couche arable du sol. Mais, en retournant cette couche, il élimine toute couverture du sol et de ce fait tend *in fine* à favoriser des phénomènes de battance et de ruissellement. Les comparaisons expérimentales sur l'effet du transfert des PPh de pratiques avec labour et en pratiques simplifiées de travail du sol, évitant le labour, voire en semis direct directement sur les résidus de récolte sont particulièrement délicates (*Arvalis, 2009*). Elles doivent alors considérer l'ensemble des voies de transfert étant donné que la diminution des fuites par une voie tend souvent à les augmenter par les autres voies.

²⁶ **Itinéraire technique** : combinaisons logiques et ordonnées de techniques qui permettent de contrôler le milieu et d'en tirer une production donnée.

Ceci est rarement possible, eu égard à la complexité des phénomènes expérimentaux nécessaires. La recherche d'une maîtrise des pratiques culturales visant à la réduction des transferts de PPh vers les eaux, doit ainsi tenir compte de façon conceptuelle, des différentes voies de transferts potentielles.

1.4.4 L'érosion hydrique et les transferts de matières particulaires

L'érosion hydrique des sols résulte de divers processus complexes et interdépendants (détachement, transport et dépôt de particules) causés en général par l'action combinée de la pluie et du ruissellement. Son intensité varie en fonction de la résistance du milieu (type de sol, couvert végétal, pratiques culturales) et de la topographie (Auzet, 1987). L'intensification des pratiques agricoles a accentué les phénomènes érosifs sur tous les continents et sous des climats très différents. En France, 18% des terres cultivées sont menacées par un risque érosif moyen à fort (Annexe 7), dont les sols très limoneux* de grandes cultures en Haute Normandie et à l'Ouest de la Bretagne, où la destruction de la trame bocagère avait été particulièrement dévastatrice lors des opérations de remembrement (Gascuel-Oudou et Heddadj, 1995 ; Le Bissonnais et al., 2002 ; Durand, 2004) ; ainsi que la région très vallonnée à dominante de grande culture des Coteaux de Gascogne (Bruno et Fox, 2004).

La quantification des processus érosifs et le ruissellement ont fait l'objet de très nombreuses recherches. Parmi les plus récentes on peut citer Volk et al. (2010) qui ont modélisé l'érosion hydrique des sols dans la région de Saxe-Anhalt en Allemagne. Négrel et al. (2007) ont étudié les flux particulaires sur le bassin de l'Èbre, en Espagne. Probst et Suchet-Amiotte (1992) ont estimé l'apport particulaire de 130 bassins dans les pays d'Afrique du Nord vers l'océan atlantique et la Méditerranée en utilisant un modèle de régression multiple. Shen et al. (2009) ont modélisé les pertes de terre en Chine dans la région du réservoir des trois gorges. Aux USA, Wischmeier et Smith (1978) ont établi un modèle empirique USLE (Universal Soil Loss Equation) ou équation universelle de perte de sol par l'érosion en nappes et en rigoles dans des conditions spécifiées, établies sur des données provenant de différents États pendant 50 ans. Beskow et al. (2009) ont testé cette équation au Brésil dans le bassin versant de la Grande Rivière. Les conséquences de cette accentuation des phénomènes érosifs dans toutes les régions cultivées sont doubles. D'une part, ces pertes de terres contribuent à appauvrir la couche arable la plus fertile, et d'autre part cela induit les transferts de molécules adsorbées (dont les PPh hydrophobes) sur les particules solides.

1.4.4.1 Les principaux processus de l'érosion hydrique

Le détachement des particules du sol se produit lorsque les gouttes de pluie brisent les agrégats ou quand la force de cisaillement de la lame d'eau dépasse les possibilités de résistance au détachement de ce sol (Govers et Poesen, 1988). L'action cisaillante de l'écoulement de l'eau est d'autant plus importante que la vitesse du courant est forte et la lame d'eau importante (Bolline et Laurant, 1978). Le transport des particules de terre s'effectue soit sous forme d'une lame d'eau répartie de façon quasi uniforme à la surface du sol, on parle alors d'érosion diffuse : les particules sont en suspension dans l'eau de ruissellement et elles peuvent être transportées sur de longues distances ; soit de façon localisée, dans des rigoles ou des chenaux, on parle alors d'érosion concentrée (Le Bissonnais et al., 2002).

Dans le cas d'érosion diffuse, les particules peuvent aussi être projetées sur de courtes distances, sous l'impact des gouttes d'eau : ce processus est appelé *rejaillissement* (ou *splash* des auteurs anglophones) (Ludwig, 2000). Il provoque le colmatage des interstices à la surface du sol et constitue

un mince horizon continu de surface appelé *croûte de battance*²⁷. Cette situation induit alors une forte diminution de la capacité d'infiltration des eaux et une diminution significative de la rugosité à la surface du sol et par la même de la capacité de stockage d'eau sous forme de flaques (Boiffin, 1984) : elle favorise alors le ruissellement.

Qu'il soit diffus ou concentré, le ruissellement est alors susceptible d'arracher les particules solides à la surface du sol et former ensuite des incisions plus ou moins profondes appelées *rigoles* ou *ravines* pour les plus importantes. La sédimentation se produit lorsque le courant n'est plus capable de maintenir les particules en suspension et résulte d'un ralentissement de la vitesse d'écoulement dont les causes peuvent être multiples (Le Bissonnais et Le Souder, 1995). La figure 1-10 illustre l'évolution de la dégradation de la surface d'un sol limoneux sous l'action des pluies et les photos de la figure 1-11 montrent l'état d'une croûte de battance sur un sol alluvial de vallée de la Save, dans la région des Coteaux de Gascogne.

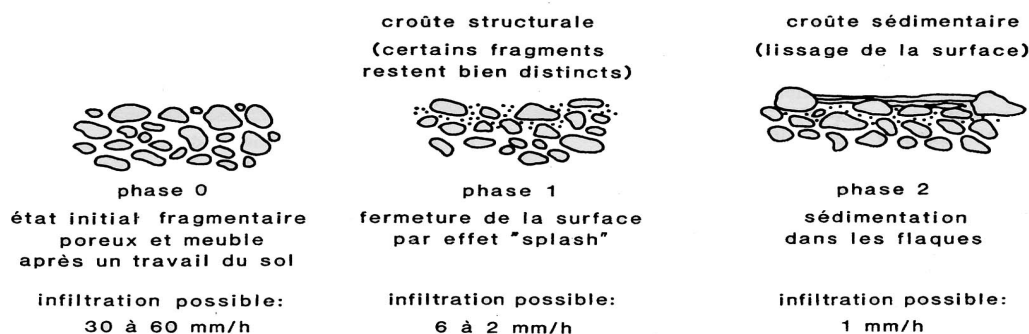


Figure 1-10. Stades de dégradation de la surface d'un sol limoneux sous l'action des pluies
(d'après Boiffin, 1984)



Figure 1-11. Croûte de battance sur un sol limoneux de la région des Coteaux de Gascogne
(Photos : Macary F., 2005)

Les facteurs agronomiques qui contrôlent l'évolution de l'état du sol sous l'action de la pluie et par voie de conséquence du ruissellement, doivent être considérés au stade de la parcelle agricole. Par contre, les interactions spatiales entre les surfaces qui émettent le ruissellement et celles qui subissent l'érosion par le réseau de collecte et les zones de concentration du ruissellement, ne peuvent être appréhendées qu'à l'échelle du bassin versant agricole (Ludwig, 2000).

²⁷ **Battance** : caractère d'un sol tendant à se désagréger et à former une croûte en surface sous l'action de la pluie. Elle est fonction des éléments granulométriques du sol : limons, sables et argiles qui le composent, mais également du taux de matière organique.

1.4.4.2 Rôle du milieu physique dans l'érosion et le ruissellement : topographie, nature des sols, contexte hydrologique

☐ La topographie

Les paramètres topographiques sont fondamentaux pour expliquer l'importance des phénomènes érosifs (*Papy, 1992 ; Souchère, 1995*). Par exemple, si la pente des surfaces était nulle, l'écoulement des eaux de pluie serait très faible et les produits détachés par la battance resteraient sur place (*Beaujouan et al., 2000*). La connaissance de ces paramètres est particulièrement importante. L'érosion moyenne par unité de surface dépend de certaines caractéristiques géométriques. La déclivité et la forme de la pente, ainsi que la longueur de la plus grande pente ont un rôle important. Il est aussi probable que les rigoles d'érosion, en transformant peu à peu la géométrie des surfaces modifient aussi à la longue les phénomènes érosifs (*Gril et Duvoux, 1991 ; Macary et Berville, 2003*).

L'inclinaison de la pente intervient sur le partage entre l'infiltration et le ruissellement. Le ruissellement des sols cultivés et le processus d'érosion s'accroissent avec le gradient de la pente (*Wishmeier et Smith, 1978*). Cependant, les relations sont largement influencées par le type de culture, la rugosité de la surface et la saturation du profil. Ainsi, pour des cultures dites "sarclées" (maïs, sorgho, tournesol, betteraves), c'est-à-dire avec un écart inter-rang d'environ quatre fois supérieur à celui des céréales à paille, le ruissellement serait directement proportionnel à l'inclinaison. Pour les surfaces enherbées, la relation est moins significative. En fait, la perméabilité des sols joue un rôle majeur. En effet, si les sols sont imperméables, le ruissellement sera total et ne dépendra pour une surface de pente donnée que de l'intensité de la pluie. Par contre, si les sols sont relativement perméables, le degré de la pente aura une influence certaine sur l'importance de l'infiltration et donc sur le ruissellement. La forme et la longueur de la pente contribuent aussi aux phénomènes érosifs. Les profils convexes sont ceux où se produit le plus d'érosion, à l'inverse des profils concaves qui reçoivent les dépôts (*Auzet, 1989*). L'influence de la longueur de pente serait d'autant plus importante que le ruissellement aurait la possibilité de se concentrer. Elle est par contre probablement nulle en l'absence de ruissellement lorsque l'effet *splash* est le seul processus actif (*Beaujouan et al., 2000*). La longueur des pentes augmente les débits de ruissellement par effet cumulatif et aggrave l'érosion.

☐ La nature d'un sol et sa stabilité structurale : La nature du sol et plus particulièrement sa texture* joue un rôle majeur dans sa stabilité structurale*. Un sol est d'autant plus stable qu'il est riche en argile et en matière organique. Il est d'autant plus instable que sa granulométrie est proche du sable fin et des limons. La stabilité structurale est favorisée lors d'une longue période d'alternance entre dessiccation et humectation (*Boiffin, 1984*). A la suite des divers types de travaux, le sol évolue progressivement sous l'action du climat. La dégradation structurale favorise la formation d'une croûte de battance plus ou moins rapidement et intensément suivant le taux d'argile et de matière organique, mais aussi de l'humidité du sol. En limitant l'infiltration, la croûte de battance favorise le ruissellement et l'érosion (*Ludwig, 2000*).

☐ Le contexte hydrologique : en climat tempéré, un événement pluvieux considéré de manière isolée, ne permet pas d'expliquer les processus d'érosion. Cet événement doit être resitué dans un processus d'évolution de la structure et de l'état hydrique des sols durant une saison hydrologique (*Le Bissonnais, 2005*). Le contexte hydrologique permet également de délimiter l'extension des zones saturées et celles proches de la saturation pour lesquelles le ruissellement et l'érosion peuvent être importantes.

1.4.4.3 Influence des pratiques agricoles au niveau parcellaire

Les pratiques agricoles sont déterminantes à l'échelle parcellaire pour limiter ou au contraire amplifier l'érosion et les effets du ruissellement dans le transport des particules (*Boiffin et Papy, 1998 ; Ouvry, 1990 ; Bonnamour, 1992 ; Beauchamp, 2008*).

❑ **La couverture du sol** : Si elle est suffisamment développée, constitue une protection physique du sol qui limite l'impact de la pluie, notamment des effets "splash", ce qui permet de ralentir la formation d'une croûte de battance. La préservation de la capacité d'infiltration limite le risque de ruissellement. Les résidus de végétaux laissés notamment après récolte, ou mulch (tiges de maïs, tournesol, paille répartie sur la surface...) freinent également le ruissellement et donc sa capacité à arracher des particules solides (Ludwig, 2000). Cet effet protecteur de la couverture du sol varie bien évidemment suivant la nature des plantes installées et leur densité. Une bonne implantation culturale assure un bon enracinement qui permet d'accroître la résistance du sol à l'arrachement par la lame d'eau du ruissellement. Les prairies offrent la meilleure efficacité (Le Bissonnais et al., 2004). A l'inverse, les sols nus durant la période hivernale précédant l'implantation de cultures estivales telles que maïs, sorgho, tournesol sont particulièrement vulnérables aux phénomènes érosifs et au ruissellement, Cela est également marqué au printemps lorsque le couvert végétal est encore insuffisamment dense et correspond à la période des désherbages avec le risque d'entraînement des molécules PPh adsorbées sur les particules (parcelle de tournesol au printemps de la figure 1-11).

❑ **Le travail du sol** : Il tend à favoriser l'ameublissement de la structure du sol. De ce fait, il augmente la sensibilité à l'arrachement de particules par le ruissellement. Mais parallèlement, l'augmentation de la macroporosité permet d'accroître la capacité d'infiltration et donc de réduire le ruissellement (Ludwig, 2000). Le travail du sol réduit également la rugosité du niveau de surface, laquelle constitue naturellement un frein au ruissellement en diminuant notamment sa vitesse. En conséquence, la préparation d'un lit de semence en condition de sol particulièrement exposé aux phénomènes érosifs et de ruissellement, demande une attention particulière, notamment avec une texture à dominante limoneuse et avec un niveau de pente suffisamment important (Chaplot et Le Bissonnais, 2000).

❑ **Les actions de compactage** : Le passage des machines agricoles dans les parcelles marque le sol par des traces plus ou moins importantes en fonction du type de sol, de l'humidité, de la charge appliquée et des travaux effectués. Il favorise un ruissellement canalisé et à l'échelle de la parcelle provoque de l'érosion en aval. La nature des opérations culturales influence directement la densité de traces de roues, à la surface du sol. Ainsi par exemple, cette densité est nulle avec un labour, de l'ordre de 15 à 35% lors de semis de maïs et betterave de printemps, 70 à 80% lors d'un chantier de récolte de betterave sucrière à l'automne (Papy et Boiffin, 1988). L'action combinée de plusieurs outils lors d'un passage, réduit la densité des traces de roues et par conséquent le compactage. Sur un plan agronomique, Il est conseillé d'éliminer les zones compactées afin d'accroître la capacité d'infiltration des eaux et ainsi limiter le ruissellement dans la parcelle. Toutefois, le long des talwegs, le compactage tend au contraire à bloquer les particules au sol, ce qui limite les effets d'érosion par ruissellement concentré (Ludwig, 2000).

❑ **Les effets du mode de production intensif** : L'intensification de la production agricole, du fait de la simplification des assolements et du développement des cultures estivales au détriment des cultures hivernales (céréales, colza,...) en maintenant alors les sols nus durant la phase hivernale humide, a aussi sérieusement contribué à multiplier les phénomènes érosifs, particulièrement sur des sols à tendance limoneuse tels que ceux du pays de Caux en Normandie (Boiffin et Papy, 1988 ; Ouvry, 1990, 1992 ; Papy, 1992). L'évolution des structures agraires, la destructuration paysagère et notamment de la trame bocagère, ont joué un rôle majeur dans l'amplification de ces phénomènes (Bonnamour, 1992 ; Delahaye, 1992 ; Lechevallier, 1992). Ces phénomènes sont également largement développés sur les parcelles en coteaux, dont ceux du Sud-ouest de la France, sur notre zone d'étude (Revel et Guirresse, 1995 ; Bruno et Fox, 2004).

En zone d'élevage intensif, par exemple en Normandie, le retournement des prairies pour la production de maïs destiné à l'ensilage, a sérieusement accru les effets néfastes de l'érosion (Dorioz, Ombredane et al., 2004 ; Le Bissonnais et al., 2004 ; Macary, 2004 ; Grimaldi, Montuelle et al., 2008).



Figure 1-12. Ruissellement et transport de particules vers le ruisseau en aval d'une parcelle de maïs après ensilage, en Basse Normandie (Photo Macary F., 2004)

1.4.4.4 Déterminants au niveau du bassin versant

Le bassin versant est l'échelle qui permet la mise en relation des surfaces émettrices de ruissellement avec le réseau hydrographique collecteur des eaux chargées en particules (Ludwig, 2002). Le risque de transfert des MES à l'exutoire du BV dépend fortement de la distribution des surfaces émettrices par rapport aux collecteurs, mais aussi de la sensibilité du sol à l'érosion le long de ces collecteurs. La longueur du réseau influence directement l'importance de la formation des rigoles d'érosion. Les pratiques agraires telles que le sens du travail du sol, les fourrières²⁸ en bout de parcelles, la dérayure en fin de labour, modifient les écoulements de surface. Les eaux de ruissellement produites apparaissent alors très rapidement dans ces zones fragilisées (Figure 1-13).

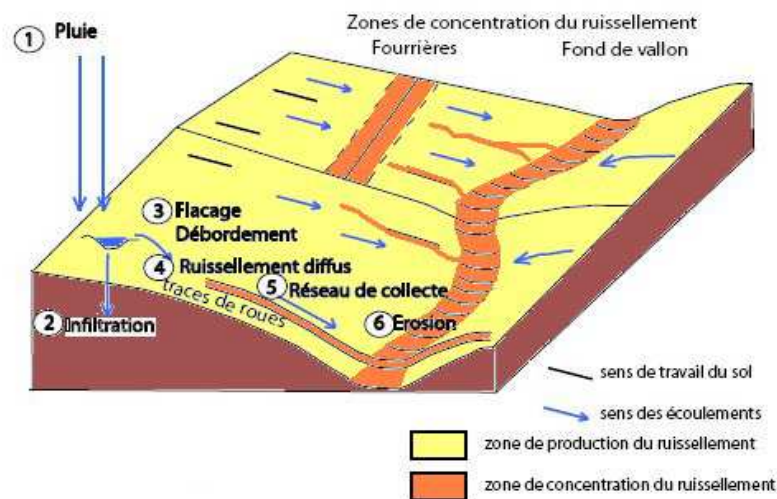


Figure 1-13. Zones de production et de concentration du ruissellement sur les versants (Beauchamp, 2008 d'après Bussière, 1996)

²⁸ **Fourrière** (encore appelée **tourni re** dans le Sud-ouest de la France) : zone en bordure de parcelle que l'agriculteur utilise pour effectuer ses demi-tours et qui est cultivée perpendiculairement au sens principal de travail du sol.

Le réseau des écoulements de surface est composé de lignes topographiques en convergence avec les plus grandes pentes. Le parcours suivi par le ruissellement diffus ou concentré au sein du bassin versant peut-être analysé grâce à la mise en œuvre par exemple d'un réseau de drainage topographique via un système d'information géographique (SIG)* (*Gascuel-Odoux et al., 2011*). Le tracé de ce réseau peut-être modifié par les effets induit des modifications des directions du ruissellement diffus ainsi que du tracé du réseau des collecteurs du ruissellement concentré.

Si les phénomènes érosifs et le ruissellement sont sous l'influence importante et complexe des pratiques agricoles, ils sont de plus directement en interaction avec la morphologie du bassin versant, la distribution des sols et bien évidemment les caractéristiques climatiques (*Ludwig, 2000*). Cela explique la complexité d'appréciation de l'effet des pratiques agricoles sur l'érosion et le ruissellement, mais aussi le fait que des solutions retenues sur un bassin versant pour corriger les excès de ces phénomènes ne sont pas forcément reproductibles sur un autre, en tous cas sans avoir pris la précaution de vérifier tous les facteurs de contrôle en jeu.

1.4.4.5 Conséquences de l'érosion, du ruissellement et transfert de particules

Il résulte de ces phénomènes d'abord une perte de sol et plus particulièrement de la couche de surface la plus riche en matières organiques qui peut également entraîner une perte de fertilité ainsi qu'une destruction des semis dans la zone de décapage (*Thorette et le Bissonnais, 2005*). Parallèlement, la perte de stabilité structurale résultant notamment du compactage rend le travail du sol plus difficile et nécessite une force de traction plus importante et des outils plus robustes et donc cela majore fortement les coûts de production des agriculteurs. Cela est notamment le cas lors des opérations culturales suivant les chantiers de récolte de maïs grain ou ensilage, de betteraves particulièrement en période humide à l'automne (*Papy et Boiffin, 1988*).

Le transfert des particules vers les masses d'eau de surface induit une contamination des eaux du fait de l'excès de charge en MES. Cela occasionne des problèmes notamment pour l'utilisation de l'eau en vue de sa potabilisation, car les charges en matières particulaires réduisent l'efficacité de des traitements et les rend inefficaces au-delà de concentrations excessives. La réglementation (*CE, 2000*) a fixé le seuil maximal de 25 mg/L pour l'acceptation des eaux brutes destinées à la potabilité. La turbidité présente également des effets néfastes pour la vie aquatique (*Wood et Armitage, 1997*). En empêchant la pénétration de la lumière dans l'eau, la réduction de la transparence a pour conséquence de freiner la photosynthèse. Les MES, si elles sont riches en matières organiques, peuvent conduire lors de la biodégradation de ces matières, à des déficits en oxygène. Elles présentent aussi des effets mécaniques sur les branchies des poissons (*Miquel, 2003b*). Mais surtout, les particules colmatent le substrat des cours d'eau qui constitue des zones de frayères²⁹ pour certaines espèces comme les salmonidés³⁰. La survie des œufs sous graviers est alors très compromise et les conséquences sur les populations de ces espèces peuvent être importantes (*Gouraud et al., 2001 ; Baglinière et Marchand, 2002 ; Malcolm et al., 2003 ; Macary, 2004 ; Dorioz, Ombredane et al., 2004 ; Montuelle, Grimaldi et al., 2008 ; Ombredane, 2010*). L'érosion des berges d'origine naturelle et anthropique due au piétinement abusif des animaux génère des MES complémentaires à celles issues du ruissellement sur les versants. La *figure 1-14* illustre cela en zone d'élevage bovin laitier intensif en *Normandie*. Cela est aussi très fréquent en zone de *Piedmont*.

²⁹ **Frayère** : zone d'un biotope aquatique d'eau douce ou marin où se reproduit (fécondation et ponte) une espèce de poisson.

³⁰ **Salmonidés** (salmonidae) : ils forment une famille de poissons à nageoires rayonnées qui tire son nom des saumons de l'Atlantique et des truites du genre *Salmo*.



Figure 1-14. Destruction des berges et des frayères par les animaux en région d'élevage

(Photos Paulais, J., 2004)

1.5 Des facteurs régulateurs des transferts de contaminants vers les cours d'eau

Les transferts de contaminants analysés précédemment peuvent être atténués grâce à la mise en œuvre d'une part, de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement et d'autre part, d'aménagements anthropiques ou dispositifs environnementaux adaptés dont les références de travaux sont désormais nombreuses dans la littérature. Ces différentes possibilités de régulation analysées en suivant sont en fait étroitement liées dans les systèmes de culture³¹ mis en œuvre par les agriculteurs.

1.5.1 Des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement

Depuis une vingtaine d'années, la notion de *bonnes pratiques agricoles (BPA)*, voire de *bonnes conditions agricoles et environnementales**(BCAE) tend à se généraliser (Sebillotte, 1992 ; FAO, 1994 ; Le Gal, 2009 ; Tuppad et al., 2010). Des cadres réglementaires existent (MAP, 2008 ; CE, 2009a ; JORF, 2009 ; MAAPRAT - MEDD, 2011). Ces pratiques peuvent être ciblées sur des objectifs précis de réduction de contaminants, voire concerner simultanément plusieurs d'entre eux (réduction des intrants, travail du sol, cultures intermédiaires, rotation des cultures,...). Mais elles peuvent également présenter des effets antagonistes dès lors qu'elles ne seraient pas raisonnées dans un système global de culture: exemple de la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) en période hivernale, détruites au printemps par un herbicide type glyphosate : le bénéfice de la réduction du reliquat de nitrates dans le sol pourrait être consommé par l'utilisation d'excès de PPh.

1.5.1.1 La réduction des intrants lors de l'application

L'optimisation des doses de fertilisants et de produits phytosanitaires constitue la première étape des bonnes pratiques agricoles. Les recommandations techniques adressées aux agriculteurs sont désormais récurrentes. Les principaux travaux en France dans la publication de conseils techniques en matière de pratiques culturales émanent du CORPEN. De multiples brochures ont été éditées aussi bien pour limiter les excès de fertilisants notamment azotés d'origine minérale et organique que ceux des produits phytosanitaires de 1988 à 2006. Des actions régionales conduites

³¹ **Système de culture** : ensemble de procédés utilisés par les agriculteurs pour exploiter la terre dans le but de produire des végétaux.

par la profession agricole ont tenté de valoriser ces travaux : action "Ferti-mieux" concernant la fertilisation (Lanquetuit et Sebillotte, 1997 ; Bernard, 2004) et l'action basée sur le volontariat "Phyto-mieux" pour maîtriser les traitements phytosanitaires et plus récemment le plan Ecophyto 2018 (Aubertot et al., 2011 ; MAAPRAT-MEDD, 2011), conséquence des mesures politiques prises lors du Grenelle de l'Environnement (MEDDTL, 2007a, b).

Concernant les fertilisants, les bonnes pratiques concernent aussi bien l'optimisation de la quantité globale apportée que le fractionnement des apports adaptés aux besoins des plantes à chaque période. La maîtrise des produits phytosanitaires concerne le choix des molécules et l'adaptation des doses appliquées suivant notamment les avertissements agricoles émanant d'experts et de modèles épidémiologiques pour la maîtrise des maladies du feuillage. Les enseignements tirés des pratiques de l'agriculture biologique et de la production intégrée ont permis de raisonner les intrants en mode conventionnel afin de tendre vers une agriculture dite *raisonnée* (Girault et Nicourt, 2001 ; Maby, 2001 ; Doré et al., 2008). Néanmoins, ces pratiques bien que promues par les instances professionnelles ne sont pas toujours mises en œuvre par les agriculteurs seuls décideurs des actions à la parcelle, particulièrement lorsque les marchés internationaux semblent exprimer une forte demande en produits agricoles, dont les céréales.

1.5.1.2 Les techniques culturales simplifiées

Les techniques culturales simplifiées sans labour (TCSL) sont largement utilisées sur le continent américain depuis les années 1950 (ARVALIS, 2009). Au cours de la dernière décennie, elles ont fortement progressé en Europe, notamment en France, puisqu'elles représentent actuellement près du tiers des surfaces en grandes cultures (Labreuche et al., 2007). Les partisans des TCSL mettent en exergue ses aspects environnementaux positifs tels que la limitation de l'érosion (Ouvry et Le Bissonnais, 2009), et par conséquent la diminution de transfert des nitrates par ruissellement, du fait de la présence de résidus végétaux persistants en surface (effet de *mulch*). A l'inverse, les détracteurs mettent en avant les effets négatifs dont l'utilisation accrue d'herbicides (notamment le glyphosate). Les TCSL comprennent en fait différentes pratiques (Labreuche et al., 2009) : des itinéraires techniques avec pseudo-labour, c'est-à-dire un travail profond mais sans retournement de la couche arable ; des itinéraires avec décompactage (lames droites ou obliques) ; un travail superficiel avec des outils animés ou non à dents, à disques, bineuses... ; le semis direct où le sol n'est travaillé que sur des bandes de 10-15 cm centrées sur la ligne de semis.

Sur des terrains particulièrement sensibles à l'érosion, la préservation du profil du sol en zones continues plus ou moins profondes augmente la résistance du sol vis-à-vis de l'incision des couches superficielles (Beauchamp, 2008). Cependant, dans certaines conditions de non labour, la plus faible rugosité de surface peut aussi accentuer le ruissellement. L'absence de suppression des traces de roues souvent importante lors des chantiers de récolte d'automne favorise le démarrage rapide du ruissellement. Enfin, le non enfouissement des résidus végétaux empêche la restitution de la matière organique dans le profil du sol. Il importe d'adapter chaque pratique culturale au contexte local : nature des sols et système d'exploitation (Réal, 2009).

Les transferts d'azote en profondeur par lessivage sont peu touchés par le mode de travail du sol. Ce sont bien souvent les techniques associées comme le couvert hivernal ou les apports de matières organiques qui ont le plus d'incidence sur les flux d'azote. Toutefois, en non labour, l'augmentation du stock en azote organique du sol ne se traduit pas toujours par une augmentation de la minéralisation. Les pertes par voie gazeuse peuvent être plus affectées, sans toutefois représenter des quantités importantes à l'échelle d'une année culturale (Le Souder, 2009). Si les TCSL limitent le ruissellement en sols battants, et par voie de conséquence le transfert de particules et de molécules phytosanitaires adsorbées, en revanche dans les sols argileux, l'absence de travail du sol avant la réhumectation du sol en automne, augmente les risques de transfert d'herbicides appliqués par les fentes de retrait en automne (Réal, 2009).

1.5.1.3 Respect des rotations et cultures intermédiaires

La rotation de plusieurs cultures sur une même parcelle et sur de longues durées présente plusieurs avantages :

- Elle permet d'augmenter la résistance du sol par des apports humifères variés, par une action des différents systèmes racinaires, ce qui tend à réduire l'érosion.
- Elle supprime des adventices annuelles spécifiques de chaque culture ce qui limite ainsi l'emploi des herbicides, voire des fongicides (*Labreuche et al., 2007*), contrairement aux rotations de courte durée en mode intensif qui favorise l'implantation des adventices et le développement des cryptogames.

Les cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) sont des cultures hivernales (moutarde blanche, phacélie,...) implantées par semis le plus souvent après la récolte de la culture principale, voire dans certaines situations semées sous couvert en même temps, mais son développement ne vient qu'après la récolte de la culture principale. Des repousses naturelles de cultures telles que le colza constituent aussi des CIPAN. Leur objectif est d'éviter de laisser le sol nu pendant la période hivernale d'interculture, la plus humide. Leur action est multiple (*CORPEN, 1991b*) :

- Le système racinaire permet de limiter l'érosion et la végétation freine le ruissellement et le transfert des particules (*Beauchamp, 2008*). Elles contribuent à limiter les pertes de phosphore et les transferts de produits phytosanitaires résiduels.
- Les CIPAN absorbent les reliquats d'azote minéral sous forme nitrate disponibles en post récolte et l'azote organique provenant de la minéralisation de la matière organique dans le sol, sous forme nitrite (*Jarvis et al., 2004*). Les cultures intermédiaires peuvent ainsi absorber durant leur croissance automnale et hivernale d'environ 50 kg d'azote par hectare dans l'Ouest de la France (*CSEB, 2005*) : il s'agit d'une pratique agro-environnementale largement utilisée, notamment pour la protection des zones de captage des eaux destinées à la potabilisation (*Beaudoin et al., 2005*).

1.5.2 Des aménagements environnementaux

Parallèlement à la mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles (BPAs) qui réduisent la quantité émise de contaminants, des aménagements ou bonnes pratiques environnementales (BPEs) concernant l'implantation d'éléments paysagers en vue de limiter les transferts de contaminants vers les eaux de surface peuvent être mise en œuvre. Ce sont essentiellement des *dispositifs enherbés* tels que les *bandes enherbées*³² le long des cours d'eau et des *ripisylves*³³ (*CORPEN, 1997a ; Soltner, 2001*), des *fossés* pour recevoir les eaux de surface ruisselant des versants, voire après infiltrations dans le réseau de drainage des parcelles agricoles; des *talus* pour limiter les transferts de MES et particules adsorbées ; ou encore des éléments de protection des cours d'eau pour limiter le piétinement des animaux : clôtures et abreuvoirs (*CG Eure, 2011*).

³² **Bande enherbée** : toute surface en herbe susceptible d'intercepter des écoulements de surface diffus ou concentrés.

³³ **Ripisylve** désigne des formations végétales qui se développent sur les bords des cours d'eau. Elles sont constituées de peuplements particuliers du fait de la présence d'eau pendant des périodes plus ou moins longues (saules, aulnes, frênes, érables et ormes, chênes pédonculés, charmes).

1.5.2.1 Les zones tampons enherbées et boisées

Les zones tampons enherbées correspondent essentiellement à des parcelles de prairies humides et à des bandes enherbées ou bandes filtrantes situées le long des cours d'eau. Elles ont tout d'abord été testées sur des sites expérimentaux tels que celui du bassin versant d'Auradé sur les Coteaux de Gascogne (cf Chapitres 2 et 3) depuis une vingtaine d'années (Paegelow, 1991 ; Decroux et Pugnier, 1993 ; Gille, 2001), sur le BV de la Morcille en Beaujolais (Carluet et al., 2007) ou le BV de la Jaillière en Loire-Atlantique (Patty et al., 1997). Elles ont ensuite été rendues obligatoires dans les zones vulnérables (CEE, 1991), puis dans le cadre des BCAE applicables dans le cadre de la PAC (CE, 2003a) et pour la protection des zones de captages en France, suite au Grenelle de l'environnement (Lafitte et Cravero, 2010). La réglementation prévoit une largeur minimale de 5m.

De nombreuses études scientifiques font état de leur efficacité pour :

- Limiter le transfert des matières particulaires et des molécules adsorbées (Le Bissonnais et al., 2004 ; Souchère et al., 2009).
- Limiter le transfert des contaminants en phase aqueuse : éléments fertilisants (matières azotées et phosphore soluble) (Patty et al., 1997 ; Durand et al., 2005) et produits phytosanitaires (Misra et al., 1996 ; Schmitt et al., 1997 ; Chapot et Delphin, 2001 ; Gril et al., 2004a,b ; Boivin et al., 2007 ; Caron et al., 2007 ; Gouy et al., 2008 ; Carluet et al., 2009).

Leur efficacité repose notamment sur la part relative des principaux processus hydrologiques : le ruissellement de surface, l'infiltration profonde, l'écoulement latéral de subsurface, le flux de drainage (Carluet et al., 2009). Les bandes enherbées accroissent la capacité d'infiltration de la zone comparativement à un sol travaillé, compte tenu de leurs caractéristiques intrinsèques (richesse en humus, présence d'une forte densité racinaire, activité de la faune, protection du sol, niveau d'entretien) (Gril et Lacas, 2004 ; CSEB, 2005 ; Lacas, 2005) (Figure 1-15).

Une zone tampon retient efficacement les particules érodées transportées par le ruissellement, mais ce processus concerne avant tout les particules grossières : cette efficacité est moins marquée pour les particules fines qui constituent l'essentiel du support particulaire des molécules adsorbées. Toutefois, si les agrégats arrachés par le ruissellement sont suffisamment stables, ils sont susceptibles de décanter comme des particules grossières (Gril et Lacas, 2004). L'adsorption des molécules sur les résidus végétaux et la surface du sol de la zone tampon intervient de façon secondaire par rapport à l'infiltration.

Les essais effectués dans l'Ouest de la France mettent en évidence une efficacité généralement supérieure à 50 % pour les bandes de 6 m de large et à 80-90 % pour les bandes de 12-18 m. (Gril et Lacas, 2004). Le rôle de la largeur est en relation avec le débit du ruissellement qui pénètre dans la bande enherbée, et donc avec tous les paramètres qui influent sur ce dernier : conditions climatiques, sol, topographie, culture. Le rôle de la pente est complexe. Elle accentue le risque de ravinement. La vitesse d'écoulement augmente avec la pente et de ce fait la capacité d'adsorption diminue. L'épaisseur de la lame de ruissellement c'est-à-dire de la charge hydraulique diminue avec l'augmentation de la pente, et par conséquent l'infiltration est plus faible.

Les zones tampons boisées le long des cours d'eau ou ripisylves: La végétation rivulaire limite la présence des contaminants sous forme dissoute et particulaire dans le cours d'eau, à la fois ceux qui proviennent des parcelles agricoles et ceux issus de l'érosion des berges. Les MES et les éléments adsorbés des cours d'eau, déposés sur les parcelles riveraines, en période de débordement y sont retenus. Les processus d'épuration des flux latéraux d'eau en provenance des versants ont été mis en évidence depuis les années 1980 (Peterjohn et Correl, 1984 ; Pinay et al., 1993).

Une synthèse bibliographique des résultats obtenus dans différents pays (Deconchat et Balent, 1996) montre qu'une ripisylve peut réduire par exemple la charge en nitrate de 68 à 100% dans la nappe superficielle, et de 78 à 98% dans les eaux de ruissellement. L'épuration est principalement

assurée par dénitrification par la flore microbienne anaérobie et grâce à l'absorption par la végétation en croissance (*Annexe 8*). Elle semble être quasiment complète dans les premiers mètres de largeur, sachant qu'une dizaine de mètres est suffisante dans de nombreuses situations (*Pinay et al., 1993*). L'efficacité des zones tampons boisées a été également montrée dans le cas des flux de produits phytosanitaires (*Soltner, 2001 ; CORPEN, 2007a, 2008*).

La *Figure 1-15* présente le fonctionnement d'une bande enherbée vis-à-vis de l'interception des produits phytosanitaires en amont d'un cours d'eau.

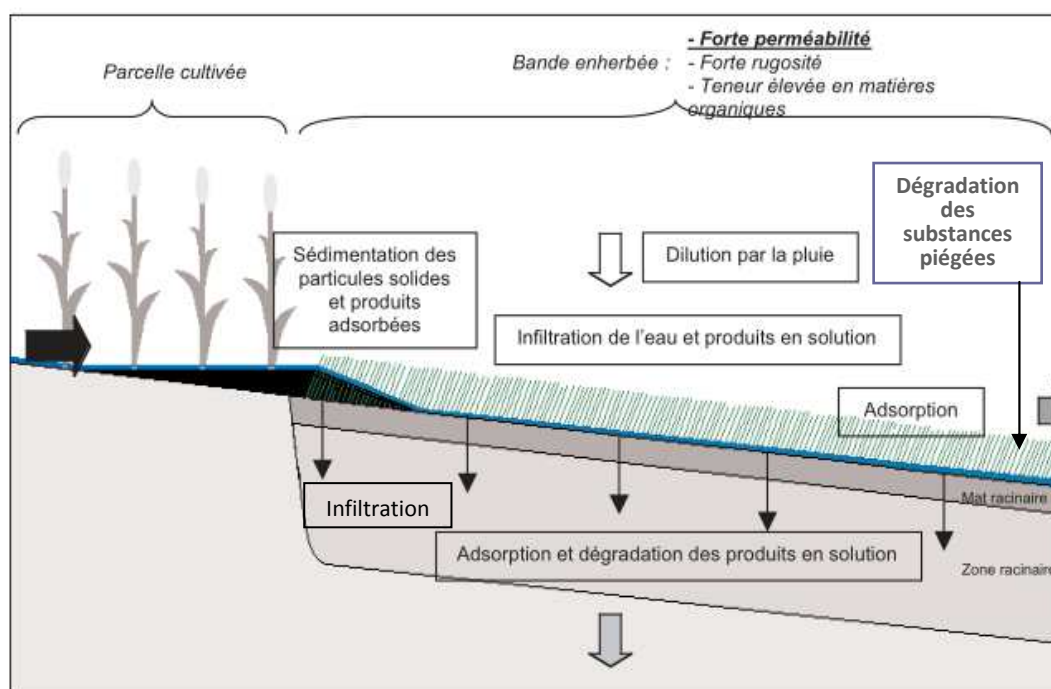


Figure 1-15. Schéma du fonctionnement d'une zone tampon enherbée vis-à-vis de l'interception des PPh
(CORPEN, 2007 d'après Lacas, 2005)

1.5.2.2 Les périmètres de protection d'un bassin d'alimentation d'un captage d'eau potable

Les écoulements d'eau sur un bassin versant par ruissellement et écoulements souterrains viennent alimenter les cours d'eau dans lesquels sont situés le plus souvent les captages d'eau brute en vue de leur traitement et transfert vers les réseaux d'adduction d'eau potable.

Au niveau des bassins d'alimentation des captages, différents périmètres de protection doivent être mis en place par les gestionnaires en amont afin de protéger au mieux les eaux brutes (*CE, 2000; AESN, 2008 ; AEAG, 2009 ; JORF, 2009*).

La *figure 1.16* illustre les différentes fonctions des zones tampons : protection des milieux aquatiques, mais aussi préservation de la biodiversité et la qualité du paysage.



Figure 1-16. Différentes fonctions des zones tampons

(CORPEN, 2008, d'après un dessin de Bonneaud, modifié par Ambroise R. et Gril J.J.)

La Figure 1-17 illustre les différents niveaux de protection d'un captage d'eau potable avec des dispositifs enherbés à proximité.

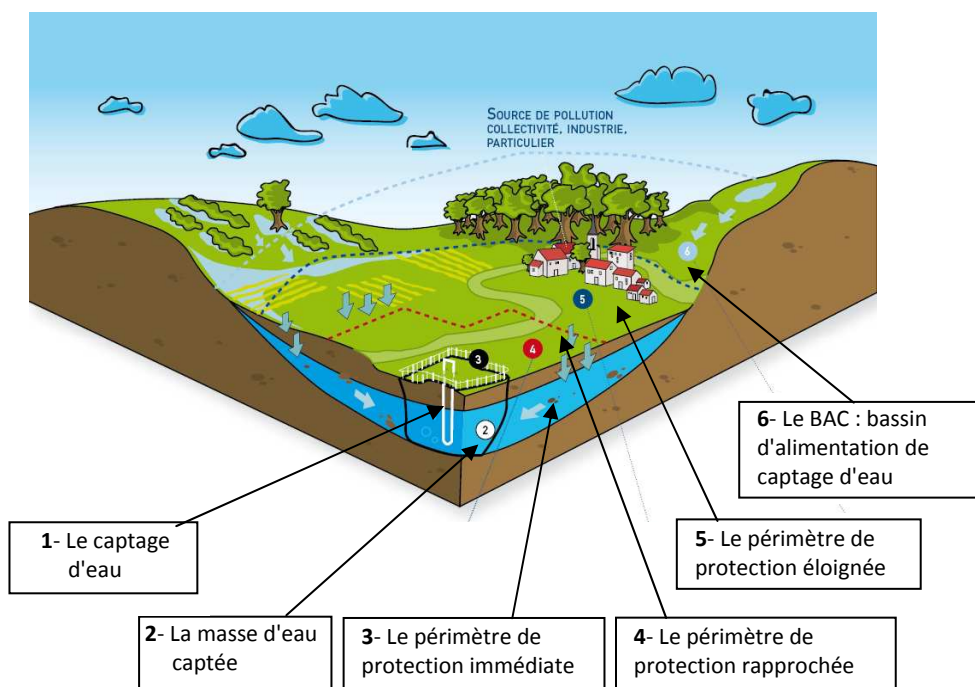


Figure 1-17. Bassin d'alimentation d'un captage d'eau brute pour la potabilisation

(d'après AESN, 2008)

1.5.2.3 Talus, haies, fossés

Les talus peuvent correspondre naturellement à des affleurements du sous-sol, mais ils ont le plus souvent une origine anthropique : accumulation de terre transportée par le travail du sol, anciennes limites de parcelles, élément paysager du *bocage** notamment en régions d'élevage. Ils présentent un effet sur la topographie en réduisant les pentes des terres cultivées situées en amont. Ils freinent l'écoulement des eaux et provoquent la sédimentation de matières solides transportées par ruissellement. Ils permettent à une partie de l'eau de s'infiltrer et ce d'autant plus qu'ils sont le support de haies permettant de structurer le talus inférieur et de favoriser l'infiltration de l'eau compte tenu du système racinaire. Parfois un fossé en pied de talus reçoit les eaux de ruissellement de la parcelle amont. Le tryptique haies-talus-fossés dans les régions de bocage, joue alors un rôle particulièrement important dans l'interception des matières particulières (Baudry et Jouin, 2003) (Figure 1-18).

Dans la région des *Coteaux de Gascogne*, les talus situés en haut des versants séparent des formations pédologiques différentes : sols bruns plus ou moins lessivés en haut des croupes, avec des sols plus squelettiques des versants. En bas des versants les talus marquent la limite entre coteau et vallon et séparent des terroirs différents sur un plan agronomique et pédologique (Beauchamp, 2008). L'implantation des talus sur les versants correspond généralement aux limites de parcelles, de ce fait leur longueur est souvent limitée et leur hauteur inférieure à deux mètres.

Dans l'Ouest de la France, Bretagne, Normandie, et le centre, régions traditionnelles d'élevages, les talus sont couverts de *haies* ou rangées d'arbres pour les besoins de l'élevage (ombrage, litières à l'origine). Le CERESA³⁴ utilise une classification de haies-talus à partir de cartes au 1/5000 et d'une interprétation du paysage sur le terrain, dont la méthode a été mise au point par Baudry (1985). Cette démarche permet d'identifier les unités de fonctionnement relatives à la circulation de l'eau et d'appréhender les transferts de contaminants associés au ruissellement (Figure 1-18). Certaines haies jouent le rôle de puits, où l'eau ne peut que s'infiltrer (haies parallèles aux courbes de niveau).

Ces puits contrôlent ainsi des zones du bassin versant, qui peuvent atteindre jusqu'à 40 % de la surface totale (Mérot et al., 1999). D'autres fossés dans le sens de la pente ont pour fonction de collecter les eaux de ruissellement en amont et d'assurer la continuité hydraulique des écoulements vers un cours d'eau ou une zone humide (Kao, 2002). Un enherbement permet de stabiliser les berges pour éviter tout effondrement. Des bandes enherbées de part et d'autre doivent assurer une protection à l'égard des engins agricoles, ainsi qu'un rôle de filtre pour les particules en suspension dans le ruissellement. Des travaux ont montré que si les fossés peuvent faciliter le transfert des contaminants, ils peuvent aussi au contraire atténuer la pollution en permettant une dilution des molécules notamment phytosanitaires suivant leur coefficient K_{oc}. Leur rétention est essentiellement liée à la nature du substrat et au temps de contact fonction des conditions d'écoulement (Margoum et al., 2001).

1.5.2.4 Protection des cours d'eau dans les prairies pâturées

L'abreuvement des animaux directement dans les cours d'eau entraîne l'érosion des berges et la contamination des eaux par les MES. De bonnes pratiques d'élevage peuvent remédier à ces problèmes : clôtures le long des berges, abreuvoirs pour les animaux, pompes à museau, passerelles sur les cours d'eau en cas de traversée (Macary et al., 2010).

³⁴ **CERESA** : Centre d'Études et de Recherches sur l'Environnement et les Sols pour l'Aménagement.

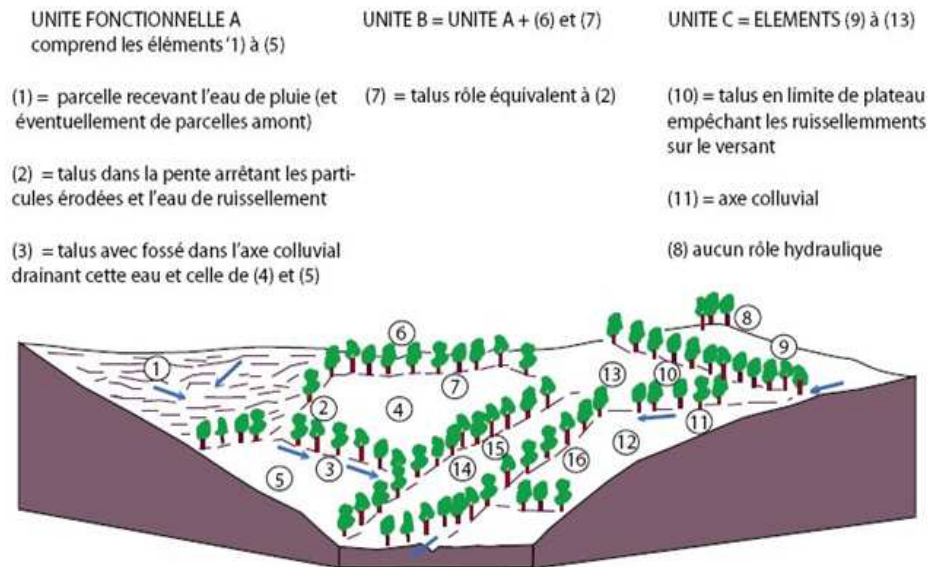


Figure 1-18. Circulation de l'eau et contrôle de l'érosion dans un paysage de bocage (Beauchamp, 2008 d'après CERESA, 1987)

1.6 Les niveaux spatiaux d'appréciation des risques de transfert

Les approches agro-environnementales conduisent d'abord à passer de l'analyse des processus et des phénomènes, à la compréhension des pratiques des acteurs agricoles (agriculteurs et leurs conseillers). Puis elles nous amènent à considérer l'étude des changements de pratiques préconisés par les politiques publiques. Selon que l'entrée se fasse par l'agronomie ou par l'environnement, les terminologies liées à l'espace diffèrent (Houdart, 2005). Il convient alors de définir les différents termes liés aux notions d'échelles spatiales et de niveau d'organisation spatiale.

- **Échelle spatiale** : cette notion introduit celle d'un continuum. Elle représente le degré de résolution spatiale de l'étude, c'est à dire l'unité d'espace choisie pour observer ou expérimenter un phénomène (Baudry, 1992). L'échelle permet alors de représenter un phénomène réel et quantifiable, par exemple avec une carte (rapport entre une dimension dans la réalité et sa transcription sur la carte) (Brunet et al., 1993). Cette notion résulte de celle de l'espace absolu qui ne considère que les entités, leur forme, leur taille et des distances réelles, mesurables et calculables en référence à l'espace euclidien. L'échelle est un indicateur de dimension de l'espace considéré, un classement dans les ordres de grandeur (Dungan et al., 2002). Trois niveaux d'échelle sont classiquement admis : l'échelle globale, l'échelle locale et l'échelle intermédiaire.
- **L'échelle globale** correspond à celle du climat et des grands systèmes (atmosphère, océans, continents) dont la maille de description est d'au moins une centaine de kilomètres.
- **L'échelle locale** est celle du processus, qui peut être biologique, par exemple la fertilisation d'une plante, sa croissance, ou bien physico-chimique, tel que le transfert de contaminants (produits phytosanitaires, nitrates,...) dans le sol et les eaux.
- **L'échelle intermédiaire dite des territoires** est une échelle régionale qui permet de tenir compte des interactions entre l'homme et l'environnement. Elle correspond au niveau auquel sont analysées les problématiques agro-environnementales. Il s'agit du niveau pertinent où se prennent les décisions et où se mettent en œuvre les actions que Lardon et al (1993) nomment le niveau des systèmes ruraux localisés par les différents acteurs du territoire.

- **Le changement d'échelle spatiale** correspond au processus de transfert des données et des informations entre différentes échelles, aussi bien dans le sens ascendant que descendant. Il vise notamment à prendre en compte les processus inférieurs ou supérieurs d'un phénomène. Tout changement d'échelle modifie les perceptions et les représentations et parfois même la nature des phénomènes (*Brunet et al., 1993*).
- **Le niveau d'observation** d'un phénomène peut se faire à plusieurs échelles spatiales (par exemple : 1/5 000è, 1/25 000è...). Il fait alors référence à l'extension de l'aire d'étude. Cependant, une variation de l'échelle d'observation n'équivaut pas à un changement d'échelle spatiale, lequel se traduit par un transfert de données et d'informations (*Baudry, 2002*).
- **Le niveau d'organisation spatiale** représente une fraction de l'espace dotée d'une structure et de principes d'organisation qui créent une dynamique et une interaction de système. Il fait référence aux niveaux d'observation pour lesquels on observe un changement dans la nature des phénomènes et des variables de contrôle. A chaque niveau d'organisation, on distingue des processus différents intervenants sur un même phénomène. L'analyse n'est pas alors ici celle d'un état, mais d'un fonctionnement en identifiant notamment les flux de matière ou d'énergie, et les réseaux sociaux construits à ce niveau. Le niveau d'organisation est parfois désigné par la notion d'échelle relative (*Houdart, 2005*). A l'échelle de l'exploitation agricole, l'utilisation des terres dépend des choix de l'agriculteur, mais cette utilisation est aussi liée aux échanges d'information entre agriculteurs, au climat, et aux politiques régionales, aux possibilités d'emploi hors de l'agriculture, ainsi qu'au marché mondial des produits agricoles (*Baudry, 1992*).
- **Notion de hiérarchie** : elle traduit un système conceptuel d'entités spatiales ou de processus liés par des liens de causalité qui dépendent des relations entre les entités (*Dumanski et al., 1998 ; Marceau, 1999*).
- **Emboîtement et enchâssement d'échelles** :
 - L'emboîtement traduit l'imbrication des entités l'une dans l'autre, à la manière des matriochkas (poupées slaves) ; par exemple : une parcelle dans une exploitation agricole, elle même incluse dans un territoire rural ; un bassin versant d'ordre élémentaire inclus dans un bassin intermédiaire (zone hydrographique) puis dans un bassin régional (Figure 1-19) ; une commune dans un canton, puis dans un département,... *Baudry (2002)* note qu'il existe une différence entre une hiérarchie de niveaux emboîtés ou non, et un ensemble d'échelles spatiales correspondant à un niveau d'observation.
 - Dans l'enchâssement, les entités ne sont pas totalement incluses entre elles, mais seulement partiellement (une parcelle sur deux bassins versants élémentaires (exemple : parcelle 3 dans Figure 1-19) ; une exploitation sur deux communes, voire deux cantons) (E.A. sur 3 BV élémentaires dans Figure 1-19) : on parle aussi d'espaces en recouvrement.

La figure 1-19 illustre différents niveaux d'organisation.

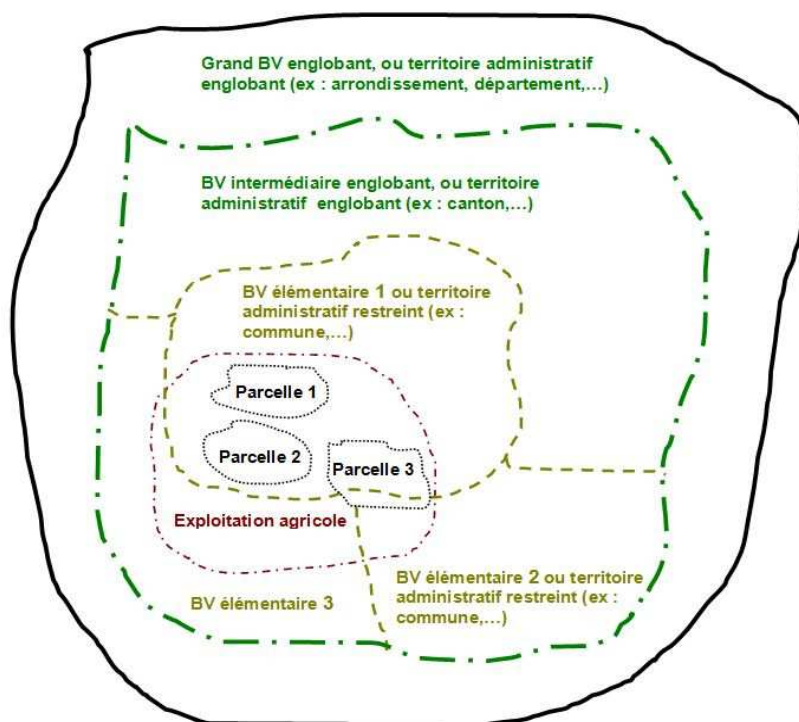


Figure 1-19. Différents niveaux d'organisation spatiale
(avec BV = Bassin versant)

1.6.1 Les problèmes d'échelle spatiale en sciences de l'environnement

Initialement, la problématique des échelles spatiales émane de l'émergence de l'écologie des paysages, qui vise à analyser les relations entre les processus écologiques et les éléments spatiaux, les relations entre les entités spatiales adjacentes et les causes et effets de l'hétérogénéité spatiale (Baudry, 1992). Les écologues cherchent à comprendre les dynamiques d'un système écologique en considérant ce dernier comme l'agrégation d'interactions avec les entités composites (Auger *et al.*, 1992 ; Gibson *et al.*, 2000). Ils soulignent le fait que l'identification des modèles dépend de l'échelle spatiale à laquelle le phénomène est mesuré.

Un phénomène observé à la même échelle avec une résolution grossière disparaît quand on prend en compte une résolution plus fine ou vice versa. Par ailleurs, l'extension et le niveau de précision affectent la nature du phénomène observé, ainsi que le type d'information qui en découle. La théorie de la hiérarchie fonde le concept d'échelle naturelle qui induit une décomposition de tout système complexe en une série d'entités hiérarchisées. L'idée centrale est que la compréhension de n'importe quel système complexe tient à celle des contraintes aux niveaux supérieurs et inférieurs. Cela implique alors :

- d'identifier précisément des niveaux d'étude appropriés et les seuils d'échelle selon les phénomènes,
- d'évaluer l'effet d'échelle dans les différents jeux de variables ayant un impact sur les phénomènes,
- de déterminer à quel moment l'observation du phénomène change d'échelle et de niveau, afin de reconnaître les conséquences du changement d'échelle,
- d'échantillonner et expérimenter à travers les échelles et les niveaux.

Les processus naturels sont complexes, non linéaires et discontinus, ce qui complique fortement les généralisations ascendantes ou descendantes (*Burnett et Blaschke, 2003*). Il en est de même pour *la résilience*³⁵ des milieux naturels. *Baudry (1992)* considère le paysage comme un niveau d'organisation et non pas seulement comme un produit de la société humaine ou le support de contraintes physiques. Certains phénomènes ne sont pas perceptibles à d'autres niveaux, notamment les flux de matière et les déplacements d'espèces animales ou végétales. Le paysage possède alors une certaine autonomie, et peut être considéré comme un système auto-organisé ayant ses dynamiques propres. D'un point de vue écologique, le paysage peut être défini comme une mosaïque organisée (avec des réseaux associés) d'unités écologiques en interaction. *Baudry (1985)* parle d'*écologie du paysage*. Ainsi, les sciences de la nature ont favorisé l'émergence du concept de *niveau d'organisation*, en considérant que l'existence d'une échelle optimale permettait l'analyse de certains processus. Ces niveaux sont séparés par des seuils, qui correspondent à des transitions ou points critiques le long du continuum spatial (*Houdart, 2005*).

1.6.2 La situation particulière de la gestion de l'eau

La question du changement d'échelle sur des territoires avec un enjeu majeur pour la qualité des eaux est centrale dans nos travaux. La gestion de l'eau en France apparaît de façon très complexe eue égard à la multitude d'intervenants dans ce domaine. Cela induit des espaces d'analyse et de prise de décision très différents. Les services déconcentrés des ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement ainsi que les collectivités territoriales interviennent sur des découpages de nature administrative. Par contre, les agences de l'eau chargées d'appliquer la DCE (*CE, 2000*) afin de maintenir ou de restaurer si nécessaire un état qualitatif et quantitatif de la ressource en eau, possèdent un domaine de compétence au niveau des grands bassins hydrographiques. La gestion des eaux sur le terrain est faite au niveau des bassins versants hydrographiques pour les eaux de surfaces et des bassins hydrogéologiques pour les masses d'eau souterraines.

D'après le référentiel BD Carthage³⁶, un grand bassin versant hydrographique (exemple Adour Garonne dans le Sud-ouest de la France) est découpé en plusieurs régions hydrographiques (ex BV de la Garonne), elles-mêmes divisées en secteurs hydrographiques (ex BV Save), puis en sous-secteurs hydrographiques (ex BV de la Save aval) et en zones hydrographiques (ex BV de la Boulouze). Ce découpage correspond bien aux réalités physiques de l'hydrologie des cours d'eau et aux emboîtements successifs des bassins versants. C'est également celui de l'application de la politique publique sur l'eau. Enfin, la DCE définit des masses d'eau correspondant à des ensembles plus ou moins homogène d'un point de vue notamment de l'altitude, la géologie et la surface du bassin versant drainée.

³⁵ **Résilience** : de manière générale, elle représente la vitesse à laquelle un système perturbé tend à retourner à son état d'équilibre. En écologie, la résilience est la capacité d'un écosystème ou d'une espèce à récupérer un fonctionnement ou un développement normal après avoir subi une perturbation.

³⁶ **BD Carthage** (Base de Données sur la CARTographie THématique des AGences de l'Eau) : Ensemble des couches géographiques présentant, pour le territoire Français, les objets hydrographiques. Cela inclut le découpage du territoire en zones hydrographiques (*bassins versants*), ainsi que les cours d'eau et plans d'eau, et la codification de ces objets.

1.6.3 Les niveaux d'organisation spatiale en agro-environnement

L'intégration de différents niveaux d'organisation en agro-environnement ramène aux principes-mêmes de l'*agroécologie*³⁷. *Dalgaard (2003)* la définit comme une discipline intégrative qui comprend des éléments de l'agronomie, de l'écologie, de l'économie et de la sociologie. Il soulève le fait que le problème majeur de l'agroécologie réside dans le manque d'adéquation entre les échelles spatiales exploitées par les chercheurs des différentes disciplines. Ainsi, les résultats des études agroécologiques générées à partir de l'échelle de la parcelle agricole ou de l'exploitation agricole ne sont pas toujours généralisables à celle de la région, d'un pays ou d'échelles plus vastes souvent prises en compte par les décideurs. En conséquence, les résultats sont souvent mal interprétés ou non exploitables par ces gestionnaires.

Ces principes de hiérarchie et d'interaction des processus d'un niveau à l'autre sont généralisables à l'ensemble des sciences environnementales. L'étude de la pollution diffuse d'origine agricole par des contaminants (fertilisants, produits phytosanitaires) appliqués sur les parcelles et transférés dans le bassin versant, se heurte par exemple immédiatement aux problèmes de changement d'échelle et à leur expression (*Lecomte, 1999 ; Colin, 2001 ; Macary et al., 2006, 2007, 2008*). Avec la taille du zoom choisi pour observer l'espace changeant : le regard porté sur les processus, les unités spatiales de fonctionnement (parcelle, îlot, bassin-versant), les variables de caractérisation, les disciplines d'étude et le vocabulaire usité. Ce problème vient du fait que le milieu naturel ne fonctionne pas suivant la composition simple de processus élémentaires mais plutôt par ruptures, les processus dominants s'estompent au profit d'autres selon l'échelle considérée. Les ruptures définissent des plages sur les échelles, temporelle ou spatiale, où les phénomènes observables sont expliqués par les processus dominants. La définition de l'échelle d'observation permet de développer un protocole de mesure.

1.6.3.1 Les différents niveaux d'organisation

On distingue essentiellement quatre types d'organisation spatiale dans les approches agro-environnementales :

- L'organisation des activités agricoles (parcelles agricoles et entités spatiales gérées par les agriculteurs, exploitations agricoles) (*Deffontaines, 2004 ; Soulard et al., 2005*) : il correspond au niveau générateur des risques agro-environnementaux ;
- L'organisation écologique (bassins versants) : niveau de perception de ces risques et des conséquences environnementales des transferts de contaminants sur des espaces à enjeux. Pour les eaux de surface, lorsqu'on passe du BV élémentaire à de grands BV par emboîtements successifs de BV élémentaires, le poids des facteurs locaux (nature du sol, type de couvert végétal,...) diminue au profit de facteurs plus généraux dont le principal est le climat (*Fournier et Cheverry, 1992*).
- L'organisation du territoire local, support d'une identité collective (*Di Méo, 1998*) telle une zone d'action d'une organisation économique (coopérative agricole, association d'agriculteurs).
- L'organisation administrative (entités administratives des collectivités territoriales, de l'état, des Agences de l'eau,...).

³⁷ **Agroécologie** : étude des interactions entre les plantes, les animaux, les humains et l'environnement du système agricole, dont l'objectif est de participer au développement de systèmes de culture durables.

Les niveaux d'organisation écologique correspondent à ceux où s'expriment les enjeux environnementaux, alors que les niveaux d'organisation territoriale et administrative sont ceux où se mettent en place les réponses aux impacts environnementaux, voire aux risques, en prévention. A chaque niveau correspond une entité spatiale (*Figure 1-19*) : la notion de seuil diffère ainsi de celle du continuum dans le cas de l'échelle spatiale. Les relations et les imbrications entre les entités spatiales sans limite géographique commune sont une source de complexité dans les approches agro-environnementales. Par exemple les données statistiques communales du Recensement Agricole (RA) ne sont pas superposables avec un découpage hydrographique (*Vernier et al., 2009*). A chaque niveau d'observation correspondent des sources de données spécifiques (enquêtes parcellaires, enquêtes d'exploitation, relevés de terrain, hydrologiques, statistiques, de la télédétection...), et des méthodes de diagnostic environnemental différentes (bilans parcellaires, bilans par exploitations, indicateurs, analyse spatiale, modèles,...) (*Stein et al., 2001*).

1.6.3.2 La question des données de nature et d'échelles différentes

Le développement des SIG dans le traitement des informations géographiques a nettement facilité la gestion des données multi-sources et multi-scalaires. Concernant notre approche des risques agro-environnementaux, ils permettent de combiner et de traiter des données relatives aux milieux physiques (hydrologie, types de sols, relief,...) avec celles de la nature des cultures en place et des pratiques agricoles recueillies à l'échelle des parcelles agricoles, des exploitations agricoles. Ces données de pratiques par nature de culture sont ensuite agrégées à l'échelle d'espaces à enjeux environnementaux : bassins versants de tailles variables, correspondant à la mise en œuvre des politiques publiques. L'intégration de ces données dans un même repère spatial nécessite préalablement de leur attribuer un géoréférencement³⁸ suivant le même système de coordonnées géographiques. Quels que soient les processus et les données analysés (physiques, biochimiques, économiques, sociologiques, les questions liées à l'instrumentation et à la simulation sont identiques et il est toujours fait référence à la notion de *maille* (*Houdart, 2005*). Celle-ci permet de découper l'espace en zones homogènes qui reçoivent des caractéristiques d'ordre physique, biochimique ou socio-économiques. En ce sens, le SIG permet de rassembler et parfois de traiter des données de différentes origines.

1.6.4 Les méthodes de changement de niveaux d'organisation

Le changement d'échelle n'est pas un simple zoom, mais l'art de passer d'un niveau d'organisation au suivant, en précisant les variations de fonctionnement, de schématisation, de descripteurs et de liens possibles entre les niveaux successifs. Il est donc d'avantage lié au changement de sémantique qu'au zoom sur le domaine (*Puech et al., 2003*). Ce changement de sémantique ou de regard induit d'autres changements, dont les objets analysés, les variables étudiées, les modèles associés pour la représentation ou la simulation du fonctionnement du milieu. Ceci est accentué pour les processus hydrologiques, fortement non-linéaires et marqués par des effets de seuil. Les études en laboratoire qui supposent un milieu homogène ne sont plus applicables en l'état *in situ* : à l'échelle de la parcelle agricole, on ne peut pas simplement tenir compte que des caractéristiques du sol, car la présence de fissures et d'écoulements préférentiels permettent d'expliquer la vitesse de parcours des eaux (*Puech et al., 2003*). Si le changement d'échelle à l'intérieur d'un même niveau d'organisation semble assez facile, il est plus délicat de passer à un autre niveau d'organisation dès lors que les variables, les objets, les lois physiques sont différentes. Ainsi, il est très difficile par exemple de mettre en relation les observations de pollutions d'origine

³⁸ **Géoréférencement** : Action qui consiste à relier un objet et les données qui y sont associées à sa position dans l'espace par rapport à un système de coordonnées géographiques.

agricole sur des parcelles (excès d'intrants, écoulements) avec des mesures de polluants à l'exutoire de grands bassins versants où s'établissent les enjeux environnementaux et la mise en œuvre des politiques publiques dédiées.

Le changement d'échelle est une tâche complexe. Il intègre les concepts reliant les processus à différents échelles spatiales. Il identifie les principaux facteurs à une échelle d'observation, leur conformité avec ceux d'une échelle plus petite ou plus grande et les interactions entre ces facteurs. Cela demande de comprendre l'organisation complexe hiérarchique d'un ensemble géographique où les différents éléments et processus sont liés à des échelles spécifiques d'observation, et où les passages entre échelles font référence à des "*rôles géographiques chargés de sens*" (Marceau, 1999 ; Houdart, 2005). L'intégration de différents niveaux d'organisation dans les problématiques agro-environnementales conduit assez souvent à gérer l'information multi-source au moyen d'indicateurs. Le passage d'une échelle à l'autre se fait alors en choisissant des indicateurs adaptés ou par des méthodes d'agrégation-désagrégation de l'information.

1.6.4.1 Les Objets Spatiaux de Référence en agro-environnement

Des relations existent entre les échelles d'études, les données, les méthodes employées, les résultats attendus et le mode d'acquisition des données qui sont distincts selon les niveaux d'observation. A partir de ce principe, Wood et al. (1988) avancèrent le concept "d'aire représentative élémentaire" encore désignée par *Objet Spatial de Référence* (OSR), considérant qu'à un phénomène étudié correspond une aire de travail et une échelle associée optimale. C'est ainsi qu'ils s'attachent à définir une taille de bassin versant adaptée aux études hydrologiques pour l'observation de chaque processus ou phénomène. Il est alors possible d'associer OSR ou unité de discrimination, à chacune des échelles. Le choix d'un OSR résulte d'un compromis entre sa pertinence à l'échelle considérée (résolution optimale) et son aptitude à bien cerner les problèmes de pollutions diffuses. Maurizi et Verrel (2002) considèrent différentes échelles spatiales de travail dans leur approche sur les indicateurs. Elles correspondent aux divers objets spatiaux identifiés (parcelle agricole, exploitation agricole, bassin versant...).

1.6.4.2 Des indicateurs spécifiques à chaque niveau d'organisation

Les Indicateurs sont des outils d'évaluation et d'aide à la décision grâce auxquels il est possible de mesurer une situation ou une tendance, de façon relativement objective, à un instant donné, ou dans le temps et/ou l'espace. Ils représentent une sorte de résumé d'informations complexes offrant la possibilité à des acteurs différents (scientifiques, gestionnaires, politiques et citoyens) de dialoguer entre eux. Les indicateurs (qualitatifs ou quantitatifs) décrivent généralement un état, une pression et/ou une réponse qui ne peut être appréhendé directement. Des indicateurs composites peuvent être créés à partir d'une agrégation d'indicateurs de base : ils deviennent alors *des indices*. Les indicateurs sont très répandus pour les questions agro-environnementales, compte tenu de leur relative facilité de calcul, de compréhension et d'usage. Ils peuvent être à variable unique ou multiple. Dans ce secteur, les indicateurs à variable unique sont les plus nombreux (Riley, 2001b). Ils traduisent la pression anthropique agricole exercée eu égard par exemple à un type de fertilisant ou à l'usage des PPh ou l'état du milieu récepteur : qualité de l'eau, qualité des sols... (OCDE, 1999). Les indicateurs à variables multiples sont définis comme une combinaison de variables différentes, tel que l'indicateur de durabilité des exploitations agricoles (IDEA) (Vilain et al., 2008) qui tient compte d'une série d'indicateurs de durabilité agroécologique (production végétale et animale), économique (résultats d'exploitation, aides publiques, transmissibilité de l'entreprise...), socio-territoriale (démarche de qualité, paysage, implication sociale, valorisation par filières courtes, des ressources locales,...). Le § 1.7.1 décrit plus particulièrement l'usage des indicateurs AE.

Une façon de résoudre la problématique du changement d'échelle consiste à prendre en compte plusieurs niveaux d'organisation dans l'élaboration d'un indicateur (Bock et al., 2005). Dans le cas où des indicateurs AE sont construits à chaque niveau d'organisation, les méthodes sont alors souvent différentes. Dans chaque situation, la réponse à la question du changement d'échelle se fait par un

changement de données et par là-même, des indicateurs agro-environnementaux propres à chaque niveau spatial (Marceau, 1999a,b ; Stein et al., 2001a). Il s'agit là d'une démarche classique en matière de gestion opérationnelle, mais elle ne permet pas de contribuer à la résolution de la question du processus de changement d'échelle spatiale.

1.6.4.3 Les démarches agrégatives et désagréatives

La description des phénomènes au sein d'un objet spatial nécessite souvent d'approcher le niveau organisationnel inférieur voire supérieur. Les démarches agrégatives et désagréatives proviennent de ces approches inter-échelle et complémentaires (Blöschl et Sivapalan, 1995).

Elles consistent à rassembler (ou décomposer) les éléments pour obtenir une représentation plus globale (ou locale) du domaine.

L'agrégation (appelée *bottom-up* ou *upscaling* par les anglo-saxons) permet de passer des constituants au tout : de l'information locale à l'information globale sur une zone par un modèle de concaténation des informations qui peuvent être ou non linéaires. Mais une difficulté tient à l'observation des processus de façon différente d'une échelle à l'autre. De plus, une autre difficulté tient de l'interaction entre plusieurs processus : s'il est envisageable de représenter un processus isolé, une prise en compte multiple est plus complexe. A contrario, l'agrégation permet aussi d'avoir une vue d'ensemble sur un phénomène global, alors que l'observation de chaque processus ne peut permettre d'effectuer une analyse globale Dalgaard et al. (2003) distinguent trois procédures d'agrégation : la procédure linéaire, la procédure non-linéaire et la procédure "hiérarchique".

- La procédure d'agrégation linéaire est la plus classique : elle consiste à effectuer une combinaison linéaire entre les éléments (somme, moyenne pondérées ou non, etc.) ; Dalgaard et al. (2003) prennent exemple sur le calcul de la consommation de gasoil à l'échelle d'une ferme. Suivant la procédure d'agrégation linéaire, la quantité totale F_{total} pour la ferme, résulte de la somme de la quantité obtenue sur chaque parcelle n , par le produit entre F_n (quantité constante de gasoil consommé/ha) et la surface de la parcelle A_n .

$$F_{\text{total}} = \sum_{n=1}^N F_n A_n$$

- La procédure d'agrégation non-linéaire, où la variable considérée n'est pas une fonction linéaire de l'unité fondamentale, mais elle prend des valeurs différentes selon plusieurs seuils. L'agrégation doit alors prendre en compte les caractéristiques intrinsèques des unités fondamentales ; dans l'exemple précédent, la consommation/ha varie suivant la taille de chaque parcelle : $F_n > 100 \text{ l/ha}$ si $A_n < 3 \text{ ha}$ et $F_n < 100 \text{ l/ha}$ si $A_n > 3 \text{ ha}$.
- La procédure "hiérarchique" ne prend plus seulement en compte les caractéristiques intrinsèques de chacun des éléments du système, mais également des relations externes à ces éléments. Dans l'exemple de la consommation de gasoil, celle-ci tient compte également de la distance de chaque parcelle à la ferme D_n , et donc la quantité de gasoil nécessaire pour accéder à la parcelle. Dans ce cas, l'équation du calcul de F_{total} intègre un terme qui ne dépend pas des caractéristiques des éléments d'étude (parcelles) :

$$F_{\text{total}} = \sum_{n=1}^N F_n A_n + D_n (1 + A_n)$$

Quelle que soit la méthode utilisée, la difficulté de l'agrégation repose sur le choix de l'OSR pertinent. Une agrégation précoce peut entraîner une perte d'information.

La désagrégation (appelée *top-down* ou *downscaling* par les anglo-saxons) permet de déterminer le comportement des constituants à partir de celui de l'ensemble considéré : elle part du global pour essayer de retrouver les fonctionnements élémentaires individuels de chaque zone supposée homogène. Blöschl et Sivapalan (1995) présentent la désagrégation comme le passage d'une "valeur

moyenne" sur un domaine à sa répartition détaillée à l'intérieur d'un découpage de ce domaine, quand la règle de composition de l'information est considérée comme acceptable. Les méthodes pour la désagrégation sont plus nombreuses et plus complexes que celles requises pour l'agrégation (Stein *et al.*, 2001 ; Riitters, 2005). Elles dépendent notamment du jeu de données disponibles (proximité des points d'acquisition des données, quantité de données initiales, etc.). La méthode générale permettant la désagrégation d'information est celle de l'interpolation spatiale. Elle repose sur des outils caractérisant directement la forme d'une organisation spatiale et regroupe un grand nombre de techniques. D'autres méthodes de géostatistique appréhendent l'espace de manière plus locale tels les variogrammes qui permettent de repérer des ruptures dans la répartition des données ou les techniques d'interpolation et de krigeage (Ernoul *et al.* 2003).

Ces deux méthodes sont généralement appliquées dans la situation de bassins versants emboîtés. Dans le cas de BV en situation de recouvrement (entité administrative telle que canton ou commune, avec des bassins versants), les démarches agrégatives et désagrégatives fonctionnent en complémentarité (Houdart, 2005). L'analyse de découpages spatiaux différents conduit généralement à tendre vers un niveau d'échelle commun, soit par agrégation à un niveau supérieur englobant les deux ensembles spatiaux, soit par désagrégation à un niveau inclus dans les deux espaces Sanders (2001). Lors de la transmission de l'information entre deux espaces en situation de recouvrement, l'étape initiale de désagrégation des données est suivie par une démarche agrégative afin de reconstituer l'information au niveau le plus pertinent. Cela implique la création d'une nouvelle partition constituée d'éléments élémentaires compris dans les deux espaces intersectés. Vernier *et al* (2009) ont mis en œuvre une méthode appliquée à la spatialisation des données du recensement agricole (RA) disponibles à l'échelle communale, mais agrégées au niveau des zones hydrographiques du bassin Adour-Garonne. Cette méthode comprend différentes étapes d'analyse statistique et de modélisation spatiale pour conduire d'abord à une désagrégation des données du RA dans de nouvelles entités spatiales élémentaires créées, puis à une agrégation de ces données dans les zones hydrographiques du bassin. La production finale est un indicateur de pression phytosanitaire à partir des surfaces développées traitées par zone hydrographique.

1.6.4.4 Des modèles intégrés

La montée en puissance du concept de développement durable dans les enjeux majeurs de société conduit à une demande croissante de modélisation des dynamiques environnementales. Les modèles doivent permettre de comprendre et d'anticiper les évolutions afin d'aider les acteurs à prendre conscience des conséquences environnementales de leurs pratiques. Parallèlement, ces modèles doivent aider les gestionnaires environnementaux pour la mise en œuvre et l'évaluation des politiques publiques (Houdart, 2005). Depuis une vingtaine d'années, des modèles individus-centrés se sont développés, pour représenter l'ensemble des entités des systèmes bio-physiques et sociaux avec leurs interactions. Plusieurs auteurs proposent en conséquence de privilégier des modèles intégrés pour l'analyse des problématiques agro-environnementales, en s'appuyant en particulier sur les systèmes multi-agents (SMA) (Ferber, 1995 ; Weiß, 1999).

Ferber (2005) définit les SMA comme "des systèmes complexes composés de programmes informatiques qui permettent de modéliser l'interaction entre des agents, naturels et/ou artificiels, situés dans un certain environnement, et interagissant selon certaines relations pour produire des comportements collectifs". Un agent est une identité qui agit, c'est-à-dire qu'il est capable de modifier son environnement (Mandiau et Grislin-Le-Strugeon, 1993). Il est caractérisé par le fait qu'il est au moins partiellement autonome : il peut se définir par un être humain, un processus, etc. (Weiß, 1999). La simulation multi-agents ne se contente pas d'intégrer des modèles puis d'analyser la réponse de ces modèles en fonction des scénarii. Elle participe pleinement au processus de recherche du fonctionnement des systèmes complexes (Ferber, 1995).

L'apport majeur des SMA réside dans la possibilité de prendre en compte à la fois les dynamiques spatiales et sociales (*Bousquet et Le Page, 2004*). Ces modèles intègrent de fait, différents niveaux d'observation et d'organisation spatiale. Ces auteurs ont notamment mis en évidence l'intérêt des SMA dans la gestion des écosystèmes. Les analyses liant les actions des agents individuels et collectifs sur les ressources naturelles, dans un cadre spatial, se multiplient (*Frank et al., 2001 ; Parker et al., 2003 ; Bousquet et Le Page, 2004*). C'est par exemple le cas de l'usage d'un SMA pour tenter d'expliquer le comportement d'irrigants privés qui surexploitent une nappe phréatique en Tunisie. Le SMA a permis d'explorer l'interaction entre les composantes physiques et socio-économiques du système et de conclure que le comportement local et non économique des irrigants engendre un impact majeur sur la dynamique globale du système et il doit donc être pris en compte (*Feuillette et al., 2003*).

Mais de tels modèles présentent une architecture et un fonctionnement complexes et dont la compréhension est difficile, freinant ainsi leur utilisation. Ils s'appuient notamment sur l'usage combiné de modèles bio-physiques qui reproduisent des processus agro-écologiques, de modèles économiques,... Ils nécessitent alors de disposer de références scientifiques validées dans les conditions spécifiques/locales où ils sont mis en œuvre. La difficulté du couplage par exemple entre un modèle décisionnel et un modèle biophysique, tient notamment à la modélisation des processus de changement à long terme. Or la prise en compte du temps à long terme est parfois une nécessité pour sensibiliser les acteurs aux conséquences écologiques de leurs pratiques, particulièrement dans des espaces à enjeux environnementaux. Enfin, les SMA sont parfois jugés trop réducteurs vis-à-vis de la complexité du monde vivant et des relations homme/nature (*Couclelis, 2001*). Néanmoins ils demeurent une piste intéressante à explorer dans les relations entre agriculture et environnement à l'échelle des territoires à enjeux, telle que la préservation ou la restauration de la qualité des masses d'eau.

1.7 Des méthodes d'évaluation environnementale

En prenant référence sur le vocabulaire de l'environnement (MEDD, 2012), "L'évaluation environnementale ou évaluation d'incidences sur l'environnement (EIE), désigne la mise en œuvre des méthodes et des procédures permettant d'estimer les conséquences sur l'environnement d'une politique, d'un programme ou d'un plan, d'un projet ou d'une réalisation. L'EIE est alors l'analyse préliminaire, globale et critique des problèmes, des effets et résultats tant positifs que négatifs en matière d'environnement, des activités d'un établissement, d'un projet ou d'une politique".

L'EIE appliquée à l'agro-environnement - au sens large - permet d'analyser l'état initial de l'environnement et les effets (positifs ou négatifs) des activités agricoles sur l'environnement. Elle préconise les mesures d'accompagnement pour éviter, réduire, voire compenser les effets négatifs des activités sur l'environnement. Elle peut être réalisée soit à priori pour préparer une prise de décision, soit pour vérifier en continu la mise en œuvre de différentes actions au cours de leur réalisation, soit pour apprécier à posteriori l'impact d'une intervention terminée. Elle constitue un outil d'aide à la décision sur les choix à opérer.

Les effets des activités agricoles sur les écosystèmes peuvent s'analyser à différents niveaux d'organisation spatiale (de la parcelle, à l'exploitation agricole, aux bassins versants du plus élémentaire jusqu'à la région hydrographique) en mobilisant plusieurs types de méthodes et d'outils (Figure 1-20). Zahm (2011) présente un panorama des outils classiques d'évaluation environnementale en agriculture (Annexe 8). Les diagnostics agro-environnementaux réalisés ont pour but de comprendre et mesurer les effets des transferts de contaminants d'origine agricole aux différents niveaux d'organisation (ADEME, 1997 ; Cemagref, 2000). Les outils et méthodes principalement utilisés sont de façon classique : les indicateurs agro-environnementaux et les modèles agro-hydrologiques (ou biophysiques) ; plus récemment, les modèles spatiaux et les méthodes d'analyse multicritère pour l'aide à la décision.

La Figure 1-20 illustre les données utilisables, les méthodes utilisées et la nature des résultats de l'évaluation des effets de l'agriculture sur les hydrosystèmes, à différents niveaux d'organisation spatiale.

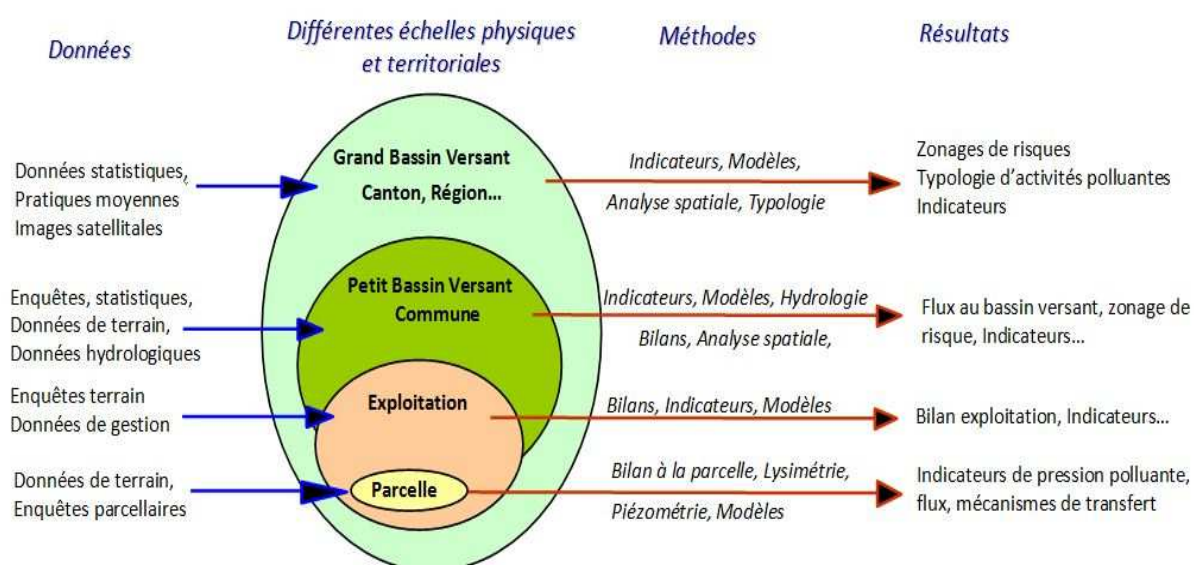


Figure 1-20. Évaluation environnementale : niveaux d'organisation spatiale, données, méthodes, résultats
(modifié d'après Vernier, 1999)

1.7.1 Les indicateurs agro-environnementaux (IAE)

De nombreux travaux ont été conduits sur la production et l'analyse d'indicateurs agro-environnementaux au cours de la dernière décennie (OCDE, 1999, 2001 ; Maurizi et Verrel, 2002 ; CORPEN, 2003a, 2006 ; Zahm, 2003 ; Schröder et al., 2004 ; Devillers et al., 2005 ; Bockstaller et al., 2008 ; Alkan Olsson et al., 2009 ; Makowski et al., 2009). Une comparaison de différentes définitions nous conduit à formuler la suivante : *les IAE sont des valeurs calculées, mesurables, comparables entre elles, facilement compréhensibles, représentatives des impacts favorables ou défavorables de l'agriculture sur l'environnement*. Ils contribuent à la prise de décision dans le choix des mesures par les gestionnaires publics (Maurizi et Verrel, 2002). Assez souvent, ils sont organisés selon le modèle Pression-Etat-Réponse (PER) préconisé à l'origine par l'OCDE (Laria, 1998 ; OCDE, 1999), illustré par la Figure 1-21. Ce modèle PER comprend trois types d'indicateurs :

- les indicateurs de pression qui mettent en évidence les pressions des pratiques agricoles sur les écosystèmes : itinéraires techniques et systèmes de production qui se traduisent en termes d'émission de polluants. Ainsi, les fertilisations d'origine minérale ou organique et les traitements phytosanitaires induisent une pression sur le bassin versant appréciée par des indicateurs spécifiques grâce à l'usage des SIG (Payraudeau, 1998 ; Gascuel-Odoux et Aurousseau, 1999 ; Falconer, 2002).

- les indicateurs d'état qui offrent une description de la situation environnementale : les changements ou évolutions dans l'état physique ou biologique du milieu (la qualité de l'eau pour notre approche) qui soit mesurable et contrôlable, et plus précisément l'évolution des caractéristiques du milieu récepteur en relation avec les transferts de substances et les délais de réponse du milieu (CGDD, 2009).

- les indicateurs de réponse qui permettent d'évaluer les efforts consentis pour résoudre un problème environnemental, et décrivent les moyens de lutte (humains, matériels, financiers), leur degré de mise en œuvre (état d'avancement) ainsi que leur efficacité en fonction de l'objectif recherché et du calendrier d'application (Gassiat et Zahm, 2010).

La Figure 1-21 illustre le modèle PER de l'OCDE

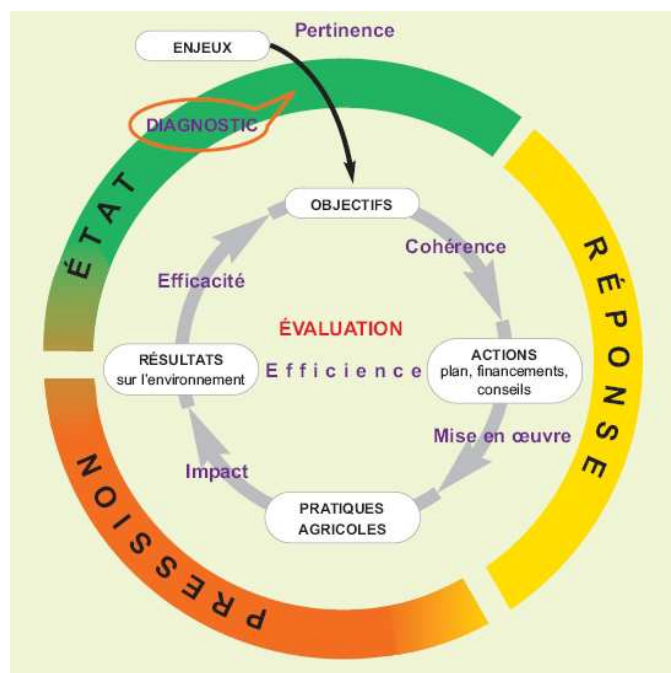


Figure 1-21. Modèle PER de l'OCDE
(d'après CORPEN, 2006)

Mais cette approche par IAE n'intègre pas vraiment des facteurs du milieu naturel à l'échelle d'un bassin versant traduisant par exemple la vulnérabilité des eaux de surface et de ce fait de la notion de risque. Or, l'appréciation d'une pression agricole sur le milieu n'a de sens que si on la combine avec des facteurs de vulnérabilité de celui-ci. Une pression d'intensité moyenne sur un milieu très vulnérable aura plus d'impact qu'une pression forte sur un milieu peu vulnérable.

L'évaluation des politiques publiques conduit également à la mise en œuvre d'une grande série d'indicateurs spécifiques (*Commission européenne, 2006*). Ainsi l'Union Européenne a construit son propre cadre conceptuel d'évaluation des politiques AE en adoptant le modèle DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response ; ou Forces motrices, Pression, Etat, Impact, Réponse). Ce modèle a été développé par l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) pour évaluer et gérer les problèmes environnementaux et est utilisé par de nombreuses institutions nationales et européennes. Ce cadre conceptuel identifie les différentes chaînes causales de liens entre les activités humaines et la dégradation de l'environnement. Le modèle distingue plusieurs catégories d'indicateurs afin d'expliquer comment l'état de l'environnement est modifié à cause des activités humaines. Les activités humaines augmentent ou atténuent les pressions sur l'environnement. Les forces motrices qui initient les activités humaines sont principalement les forces socio-économiques et socio-culturelles. La Figure 1-22 illustre la méthode générale DPSIR.

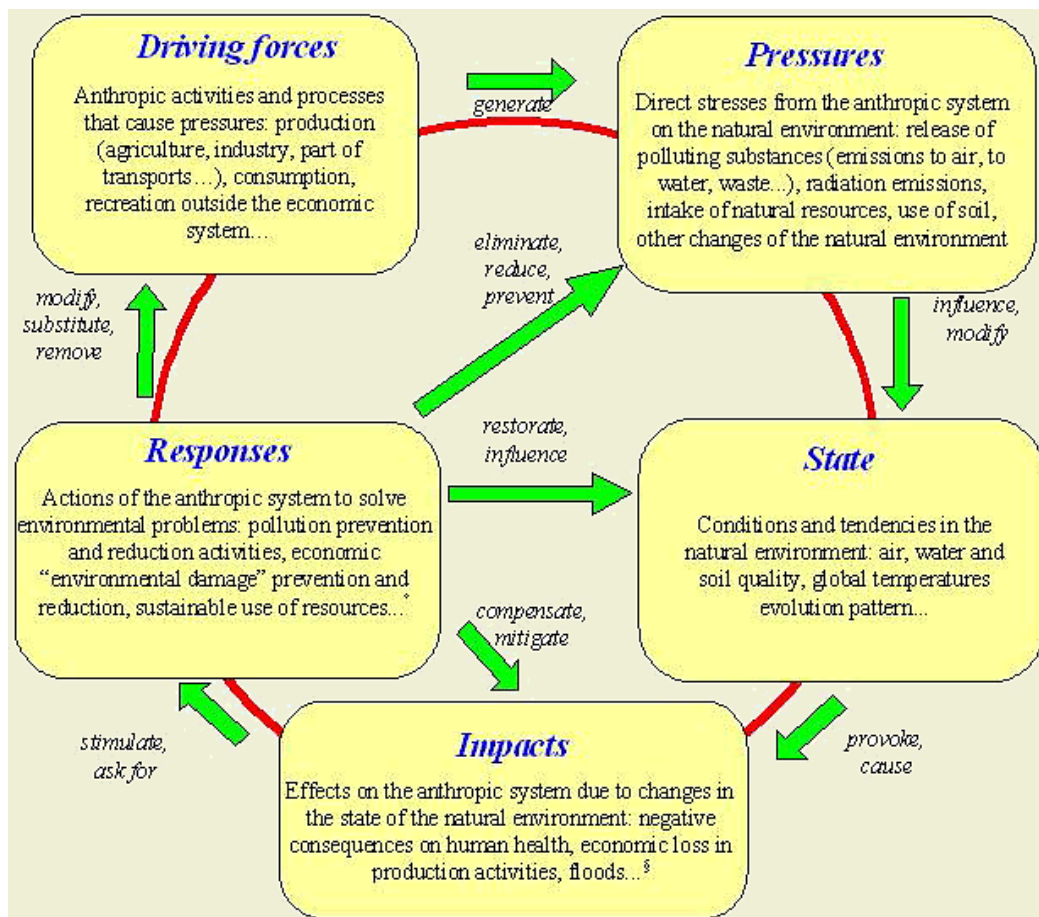


Figure 1-22. Schéma général du modèle DPSIR

(ISTAT, Costantino, Falcitelli, Femia, Tuolini, OECD-Workshop, Paris, May 14–16, 2003)

Ces indicateurs sont avant tout bâtis pour analyser la pertinence et les effets des politiques publiques. L'approche des risques AE représente une situation physique complexe qui nécessite la combinaison de facteurs spatialisés traduisant la vulnérabilité de l'écosystème étudié avec ceux de la pression agricole. Cependant, il existe des méthodes plus intégratives de ces différents facteurs du risque que nous allons décrire en suivant.

1.7.2 Les modèles

1.7.2.1 Une typologie des modèles

La modélisation correspond à la conception et à l'usage de *modèles* qui représentent au sens générique une simplification d'un processus réel. Paegelow (2004) définit un *modèle* comme "une représentation fonctionnelle d'un phénomène réel permettant de simuler son comportement". Sauvart (2003) propose de distinguer les différents modèles selon une typologie basée sur trois critères :

- Les modèles empiriques versus mécanistes : un modèle empirique décrit le système de l'objet de recherche comme une boîte noire et ne considère que les relations globales entre les flux d'entrée et de sortie. Il s'appuie sur l'expérience et les observations de terrain sans fondement théorique. Un modèle mécaniste s'appuie sur les divers éléments et les relations au sein d'un système pour chercher à expliquer son comportement futur. L'usage des modèles mécanistes s'est fortement développé depuis une vingtaine d'années. Ils s'appuient sur des équations différentielles dynamiques déterministes appliquées à chaque sous-ensemble d'un système. Ainsi, la variation du contenu d'un compartiment tient compte de la différence entre les flux d'entrée et de sortie. Ils intègrent donc des données expérimentales et présentent un caractère explicatif par construction. En revanche, ils peuvent poser des problèmes lorsque les lois sous-jacentes ne sont pas linéaires et également en l'insuffisance des données de base, ce qui est souvent le cas dans les approches environnementales.

- Les modèles déterministes versus aléatoires : un modèle déterministe prend en compte des paramètres à valeurs fixes. Les relations entre variables sont strictement fonctionnelles. La variabilité n'est pas modélisée par simulation, alors qu'un modèle aléatoire ou stochastique intègre des valeurs moyennes, mais également des variations des paramètres ; de plus, la sortie n'est pas une valeur, mais une distribution de valeurs.

- Les modèles statiques versus dynamiques : un modèle dynamique tient compte du facteur temps, contrairement au modèle statique.

Le modèle idéal en évaluation environnementale serait du type *mécaniste, aléatoire et dynamique*. Mais la complexité de ce type de modèle, liée à leur conception, à l'insuffisance des données d'implémentation et de validation, conduit les chercheurs et praticiens de l'évaluation environnementale à utiliser des modèles classiques : soit des modèles mécanistes, déterministes, dynamiques tels les modèles agro-hydrologiques (encore dénommés biophysiques), soit des modèles empiriques, déterministes, statiques tels les modèles spatiaux.

1.7.2.2 Les modèles agro-hydrologiques

La modélisation hydrologique vise à reproduire le comportement hydrologique, d'un bassin versant par exemple qui est le niveau d'observation des processus de transfert. La prédiction des événements de crue était l'un des objectifs initiaux. Le principal souci était alors de déterminer le débit du cours d'eau à l'exutoire (Beckers et Degré, 2011). Actuellement, les modèles hydrologiques tentent de reproduire au mieux la réalité des écoulements par leur fonction d'analyse spatialisée (ou distribuée) du comportement de l'eau au sein du bassin versant. Ils peuvent alors constituer des outils de gestion de la ressource en eau tant pour les aspects quantitatifs que qualitatifs, et d'aménagement du territoire.

La nécessité de la prise en compte des activités anthropiques, notamment sur les bassins versants agricoles, afin d'évaluer des flux de contaminants provenant de l'occupation du sol et des pratiques culturales (travail du sol, fertilisations, traitements phytosanitaires) a conduit au couplage de modèles agronomiques (croissance des plantes) et hydrologiques (transfert de l'eau dans les BV). Ces modèles sont adaptés à la prise en compte des pratiques agricoles en interaction avec le milieu physique et le climat aux échelles spatio-temporelles adaptées. Ils ont été initiés à partir des années 1980 notamment aux USA. De multiples modèles ont été progressivement développés ensuite dans

la décennie 1990, également en Europe, afin de contribuer à l'analyse et à la compréhension de la pollution diffuse au niveau des bassins versants, telle que mesurée dans les rivières, aquifères et des réservoirs (Arnold, 1998; Brisson et al., 1998 ; Carluer, 1998 ; Bioteau et al., 2000 ; Gomez et al., 2003). Ces modèles bio-physiques évaluent l'influence des facteurs de contrôle sur le flux de polluants à l'exutoire d'un bassin (Beaujouan et al., 2002; Gascuel-Oudou et al., 2004 ; Durand, 2004 ; Oehler et al., 2009).

Il existe désormais de nombreux modèles hydrologiques. Beckers et Degré (2011) en présentent une revue bibliographique et une classification qui est spécifique à l'hydrologie (Annexe 26). On peut la synthétiser de la façon suivante :

- Modèles empiriques ou "boîtes noires",
- Modèles conceptuels empiriques ou "boîtes grises",
- Modèles conceptuels à base physique ou capacitifs,
- Modèles physiques.

Cette typologie peut-être combinée avec celle de Sauvans (2003) qui se veut générique pour tout type de modèle. Les différences dans les modèles hydrologiques portent notamment sur les options de simulation en termes de :

- discretisation spatiale : les *modèles* peuvent être *globaux*, c'est-à-dire considèrent le BV comme une seule entité homogène, ou *distribués* (c'est-à-dire *spatialisés* : le BV est découpé en mailles régulières). Certains modèles sont *semi-distribués* car le BV est divisé en unités basées sur une certaine homogénéité en terme de nature de sol et du sous-sol, de pente, d'occupation du sol, etc. : les HRU (*Hydrologic Response Unit* ou unité de réponse hydrologique).
- représentation temporelle : *modèles continus* ou *événementiels* (par exemple simulation de crues) ;
- phénomènes hydrologiques : liés soit à des *équations empiriques*, soit à des *équations physiques*, soit à une simplification plus ou moins importante de ces équations (*approche conceptuelle*, laquelle fait référence à une représentation schématique du BV en réservoirs).

Les premiers modèles empiriques apparus étaient basés sur une relation basique $Q = f(P)$ où Q est le débit à l'exutoire, fonction de P la pluie tombée sur le BV. Seules l'entrée et la sortie sont connues, le modèle ne tient pas compte du cheminement de l'eau et aucun paramètre physique du BV n'est intégré.

Dans les *modèles conceptuels empiriques "boîtes grises"*, les paramètres de vidange ne correspondent pas à une réalité physique mais sont simplement utilisés pour la calibration sur la base de débits mesurés à l'exutoire du BV. Dans les *modèles conceptuels à base physique*, les variables sont mesurables sur le terrain. Le BV est alors considéré comme un système de réservoirs connectés, dont les paramètres de vidange sont fonction des types de sols et des couches géologiques. Ils intègrent sous forme simplifiée les paramètres du cycle de l'eau. Les premiers modèles étaient globaux (Payraudeau, 2002). Les modèles plus récents sont de *type distribué*, type TNT2 (*Transferts de Nitrates et Topographie*) développé à l'INRA-Rennes (Beaujouan et al., 2002) qui résulte du couplage entre le modèle hydrologique anglais TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979) avec le modèle agronomique STICS (*Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard*) développé par Brisson et al., (1998). Certains sont qualifiés de *semi-distribués*, type SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) développé à l'Université du Texas (Arnold et al., 1998). Ces modèles distribués ou semi-distribués permettent de mieux comprendre les écoulements au sein d'un BV et la variabilité du système tout en présentant une simplification de l'expression des processus en jeu par rapport aux modèles physiques (Gnouma, 2006 ; Beckers et Degré, 2011), d'où l'expression de *modèles conceptuels*. Des travaux récents d'évaluation des flux de nitrates et de produits phytosanitaires ont été conduits par modélisation agro-hydrologique dans le Sud-ouest de la France en utilisant le

modèles SWAT (sur le grand BV de la Save) et le modèle TNT2 sur le BV expérimental d'Auradé, inclus celui de la Save (Ferrant et al., 2011; Oeurng et al., 2011; Boithias et al., 2012).

Les *modèles physiques* reposent sur des lois physiques relatives aux processus hydrologiques, telles que l'équation de Darcy (1856) pour le domaine saturé et l'équation de Richards (1931) pour le domaine insaturé (Ambroise, 1998 ; Beckers et Degré, 2011). Ces modèles reposent sur une résolution numérique des équations et nécessitent alors une puissance de calcul importante, ainsi qu'un grand nombre de paramètres descriptifs du sol, ce qui limite leur application à des espaces restreints (Ambroise, 1998 ; Payraudeau, 2002). Ils présentent un intérêt lorsqu'on s'intéresse aux phénomènes simulés et donc aux paramètres mis en jeu. C'est par exemple le cas de l'évaluation de la largeur d'une bande enherbée sur la rétention de produits phytosanitaires qu'ont effectuée Carluier et al. (1998) en utilisant le modèle physique HYDRUS. (Simunek et al., 1999, 2008).

La modélisation agro-hydrologique s'appuie de plus en plus sur l'élaboration de scénarios pour apporter des réponses aux phénomènes complexes. Ils permettent alors de mieux appréhender les processus relationnels entre les pressions (domaine en général plutôt traité par le calcul d'indicateurs) et l'état du milieu, car ils permettent de simuler les changements de la quantité et de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines en fonction de la pression humaine et des processus de transferts. Il devient ainsi possible de faire un lien entre les mesures de l'état de l'eau qui sont souvent localisées dans l'espace et dans le temps pour des raisons principalement de coût, avec la pression et les facteurs de vulnérabilité en utilisant des relations mathématiques formalisées. Cela peut permettre par ailleurs d'améliorer la construction des indicateurs en fournissant des éléments d'appréciation sur le poids à attribuer aux différents composants de l'indicateur.

Le choix du modèle influence la description des processus hydrologiques sur un bassin versant. Le choix du modèle dépend de l'échelle spatiale et temporelle de la modélisation. La description des processus hydrologiques est d'autant plus simple que le pas de temps de la modélisation est long. Dans le cas contraire, la modélisation des processus à un pas de temps court nécessite une description plus complexe de ces processus. La relation entre l'échelle spatiale et le processus hydrologique n'est pas clairement établie et elle fait encore débat au sein des hydrologues. En effet, les hypothèses de spatialisation du modèle supposent une homogénéité de processus et le comportement hydrologique du BV. (Payraudeau, 2002).

Mais l'appréciation des risques agroenvironnementaux pour les hydrosystèmes implique la prise en compte de multiples facteurs explicatifs dont l'interaction est complexe et varie suivant le niveau d'organisation considéré. Les modèles hydrologiques physiques et conceptuels à base physique nécessitent alors un grand nombre de paramètres que les gestionnaires de l'environnement sont souvent dans l'incapacité de fournir pour obtenir des résultats pertinents. De ce fait, ils utilisent rarement ces modèles qu'ils considèrent trop complexes. De plus, les modèles hydrologiques ne peuvent pas intégrer certains facteurs de nature qualitative concernant les BPEs (exemple de l'état des berges d'un cours d'eau, l'importance des talus et des haies dans le paysage, la nature d'une ripisylve ou des bandes enherbées le long des cours d'eau) qui ont un rôle fondamental dans les transferts hydrologique et de contaminants vers les masses d'eau. Ces modèles sont plutôt réservés à l'usage de travaux de recherche pour la compréhension des processus physico-chimiques dans l'évaluation environnementale.

1.7.2.3 Les modèles spatiaux

Brunet (1980) définit un *modèle spatial* comme "*une représentation directe de l'espace lui-même ou plus exactement des arrangements spatiaux : formes, organisations, ou structures*". Ainsi, toute carte topographique ou thématique est déjà un modèle de cette sorte : "*elle n'a retenu que certains éléments du réel, et les a plus ou moins grossis ; mais elle montre fondamentalement les éléments et non leur arrangement : celui-ci n'apparaît - au mieux - qu'au prix d'une construction intellectuelle, d'un travail à partir de la carte - et en général, de bien d'autres données*". Le modèle spécifique concerne une structure particulière et unique : l'espace de telle ville, de telle région, voire dans le cas

de notre approche, de tel bassin versant. Le modèle spécifique n'a pas pour but de comparer un objet à un modèle de référence, contrairement à des modèles généraux, mais de comprendre la structure de l'objet étudié. Brunet définit alors *le modèle spatial élémentaire*, comme "la représentation d'une des structures de base de l'organisation spatiale des sociétés, dont la combinaison ou, mieux la composition, qui n'est pas aléatoire, exprime l'infinie diversité des situations réelles".

Dans la plupart des cas, dont le nôtre, ces modèles sont du type *empirique, déterministe et statique*. L'approche par des méthodes spatialisées couplant SIG et télédétection vise à déterminer les zones les plus susceptibles de générer une contamination des eaux de surface (Puech & al, 2003). Les échelles spatiales d'étude sont très différentes et nécessitent l'élaboration d'une méthode de transfert d'échelle (Blöschl, & Sivapalan, 1995) dès lors que l'on souhaite couvrir des zones importantes sur un espace parfois de plusieurs milliers de km². Différents travaux ont été conduits en modélisation spatiale des effets des activités agricoles sur les écosystèmes. Ainsi par exemple sur des zones sensibles aux transferts d'azote (Paegelow, 1991), de phosphore (Bouchardy, 1992), de produits phytosanitaires (Dubois de la Sablonnière et al., 1999). Nous avons précédemment testé ce type de démarche en première approche, dans la détermination des risques agro-environnementaux de contamination des eaux de surface par les transferts des matières azotées, des PPh, des MES à l'échelle de bassins versants emboîtés de taille variable (Macary et al., 2006 ; 2007a ; 2007b ; 2008). L'avantage majeur est une bonne adaptation à la prise en compte des principaux facteurs déterminants dans les processus des risques considérés, compte tenu des données nécessaires qu'il nous est possible d'obtenir. Cette démarche spatialisée en couplant SIG et télédétection se fonde sur une méthode combinant différents facteurs de pression anthropique et de vulnérabilité du milieu, permettant d'offrir une pertinence aux différentes échelles spatiales observées. Elle s'appuie essentiellement sur la prise en compte des systèmes de production agricole, des pratiques, des successions culturales en vue d'une qualification du risque vis à vis des milieux aquatiques, après couplage avec les caractéristiques intrinsèques du milieu : topographie, géologie, pédologie, hydrologie.

Certains auteurs tels que Le Bissonnais et al. (1998) assimilent l'approche *empirique* à une approche *cognitive* dès lors qu'elle est basée sur la connaissance d'experts. Ainsi, Le Bissonnais et al. ont développé un modèle spatial pour cartographier les aléas de l'érosion des sols en France en utilisant des règles qualitatives, telles que les règles de pédo-transfert et des évaluations et hiérarchisations de paramètres. Le modèle combine des données relatives à l'occupation du sol, aux types de sol, aux pentes des terrains, aux matériaux parentaux et la pluviométrie qui traduisent l'érodibilité des sols, à différentes résolutions spatiales, administratives ou géomorphologique et climatique. L'objectif étant de répondre à un besoin d'aide à la décision des gestionnaires. Ce modèle utilise une méthode de croisement de paramètres sous forme de combinaisons logiques qui reçoivent un indice de sensibilité à l'érosion des sols. Les différents paramètres sont hiérarchisés et pondérés suivant l'état des connaissances sur les différents types de fonctionnement érosifs. Le modèle est alors *qualitatif*, basé sur des connaissances d'experts (*cognitif*).

1.7.3 Les méthodes d'analyse multicritère pour l'aide la décision

Les méthodes d'analyse de type multicritère pour l'aide à la décision (AMCD) également appelées méthodes d'aide multicritère à la décision ont été conçues initialement à la fin des années 1960 où des chercheurs ont reconnu la nécessité d'étendre les méthodes de programmation linéaire et des analyses coûts-bénéfices à la prise en compte de multiples facteurs conflictuels. Les modèles de type normatif, souvent développés en économie, décrivent ce que les gens devraient faire quand ils prennent une décision. Ils proposent une norme, un processus à suivre pour arriver à une décision optimale et idéale. Ces modèles ont ainsi évolué vers un modèle normatif / prescriptif (Roy, 1968 ; Keeney et Raiffa, 1976), qui permet par exemple de probabiliser l'action future d'un client à partir de

l'analyse d'un historique de données de ce client. Ces méthodes ont été ensuite développées dans le monde industriel pour pallier les limites des analyses réduisant la décision à la prise en compte d'un critère unique, très souvent financier (Froger, 2005). Depuis le début des années 1980, leur usage a été progressivement étendu aux problématiques d'aménagement territorial notamment la planification urbaine et régionale, les transports, et de gestion de l'environnement (Simos, 1990 ; Maystre et al., 1994 ; Joerin, 1995, 1997, 2000 ; Damart et al., 2002). L'aide à la décision multicritère constitue une branche d'étude majeure de la recherche opérationnelle impliquant plusieurs écoles de pensée, principalement européenne avec les travaux initiés par Roy (1968) au LAMSADE³⁹ et américaine avec notamment ceux de Saaty (1990).

Roy (1985) définit un *modèle* dans le cadre d'une aide à la décision, comme étant "*un schéma qui, pour un champ de questions, est pris comme une représentation d'une classe de phénomènes, plus ou moins habilement dégagés de leur contexte par un observateur pour servir de support à l'investigation et/ou à la communication*". Il donne alors les définitions suivantes :

- o *Une action* ou *alternative*, est "une représentation de l'élément de solution qui contribue à la décision", par exemple une région, un site, une parcelle agricole...
- o Les éléments qui contribuent à juger une action dans le domaine considéré sont des *facteurs*. Ils peuvent être de deux types : des *critères* ou des *contraintes* :
- o Un *critère* est un *facteur de jugement* sur la base duquel on mesure et on évalue une action ; il est relié aux préférences du décideur, contrairement à une *variable* qui ne l'est pas forcément.
- o La *contrainte* ou "critère d'admissibilité" est un facteur qui "*permet de circonscrire et de limiter les actions prises en considération*"(par exemple une taille de parcelle inférieure à un hectare).
- o L'*attribut* caractérise l'*action* (par exemple : le prix, la qualité,...). Ils deviennent des *critères*, si on leur ajoute de l'information concernant les préférences du décideur.

Un problème de décision multicritère, défini par un ensemble d'actions et un ensemble de critères peut être intégré à l'une des quatre problématiques de référence suivantes :

- la problématique du choix : elle consiste à déterminer un sous ensemble aussi restreint que possible d'actions, parmi lesquelles figure la meilleure. La procédure d'investigation est une *procédure de sélection*.
- la problématique du tri : elle consiste à affecter chaque action à une seule des catégories définies suivant des normes préétablies. La procédure d'investigation est une *procédure de segmentation*.
- la problématique du rangement : elle consiste à discriminer les actions en vue de les ordonner de la meilleure à la moins bonne, ou inversement avec éventuellement des ex æquo. La procédure d'investigation est une *procédure de classement*.
- la problématique de description se limite à décrire les actions et leurs conséquences et non à les comparer comme c'est le cas dans les trois problématiques précédentes. La procédure d'investigation est une *procédure cognitive*.

Toute méthode d'analyse multicritère a comme principale caractéristique de formaliser ou modéliser la préparation de la décision. Elle présente deux avantages majeurs :

- elle améliore la transparence du processus de décision ;

³⁹ **LAMSADE** : Laboratoire d'Analyse et de Modélisation de Systèmes pour l'Aide à la DEcision) de l'Université Paris-Dauphine-CNRS, créé par B. Roy.

- elle définit, précise et met en évidence la responsabilité du décideur. La comparaison d'un ensemble d'actions implique tout d'abord de mesurer leurs *performances* par rapport aux critères considérés : il s'agit de l'étape d'évaluation.

L'analyse multicritère en vue de la prise de décision permet d'apporter un éclairage et des explications à une catégorie de problèmes où, selon *Martel (1989)* :

- plusieurs critères quantitatifs et qualitatifs sont pris en considération ;
- ces critères sont souvent hétérogènes ;
- ces critères sont généralement conflictuels ;
- ces critères sont généralement considérés d'inégale importance.

Vincke (1989) indique que "*l'aide multicritère à la décision vise à fournir à un décideur des outils lui permettant de progresser dans la résolution d'un problème de décision où plusieurs points de vue, souvent contradictoires, doivent être pris en compte.*" Lorsqu'un problème est identifié, il convient de réfléchir à l'*objectif* à atteindre, c'est à dire suivant *Laaribi (2000)* "*à la direction traduisant une perspective de changement d'état pour obtenir le système souhaité par le décideur.*" On peut recenser un très grand nombre de méthodes multicritères, ce qui peut être vu comme une force ou une faiblesse (*Bouyssou et al. 1993*). La plupart de ces méthodes appartiennent à l'une ou l'autre des trois approches opérationnelles suivantes (*Roy, 1985*) :

- 1) l'approche du *critère unique de synthèse*, évacuant toute incomparabilité des actions (agrégation complète);
- 2) l'approche du *surclassement de synthèse*, acceptant l'incomparabilité (agrégation partielle);
- 3) l'approche du *jugement local interactif* avec itérations essai-erreur (agrégation locale et itérative).

Il y a une différence fondamentale entre les procédures d'agrégation que contiennent les méthodes multicritères appartenant aux approches américaine ou européenne. Toutefois, dans les méthodes appartenant à ces deux approches, les fonctions de préférence des actions sont introduites *a priori*.

Dans la première approche du *critère unique de synthèse*, d'inspiration américaine, les préférences locales (au niveau de chaque attribut) sont agrégées en une fonction unique (de valeur, d'utilité) qu'il s'agit ensuite d'optimiser. Cette approche évacue toute situation d'incomparabilité entre deux actions. La réponse donnée est alors synthétique, exhaustive et définitive au problème d'agrégation des performances (*Maystre et al., 1994*). Les travaux relatifs aux méthodes multicritères appartenant à cette approche étudient les conditions d'agrégation, les formes particulières de la fonction agrégeant et les méthodes de construction de ces fonctions (aussi bien au niveau local que global). Les principales méthodes appartenant à cette approche sont: *AHP**, *GP**, *MAUT**, *SMART**, *TOPSIS**, *UTA** (*Martel, 1999*).

La seconde approche du *surclassement* permet d'accepter des situations d'incomparabilité. Elle consiste à adopter un système référentiel de préférences fondé sur la notion de *surclassement*, puis d'explicitier une règle (test de surclassement) pour apporter une réponse au problème d'agrégation des performances. Elle est d'inspiration francophone, initialement mise en œuvre par *Roy (1968)* au LAMSADE. Elle vise dans un premier temps à construire des relations binaires, appelées *relations de surclassement*, pour représenter les préférences des décideurs, compte tenu de l'information disponible. Dans certaines méthodes multicritères s'inscrivant dans cette voie, avant de construire ces relations de surclassement, des seuils de discrimination (indifférence, préférence) et même de veto, sont introduits au niveau de chacun des critères, afin de modéliser localement les préférences du décideur. Ces relations ne sont en général, ni transitives, ni complètes. Dans un deuxième temps, ces relations sont exploitées en vue d'aider à formuler une recommandation qui puisse apporter une réponse au problème de décision. La formulation est faite en tenant compte de la problématique décisionnelle retenue. En effet, aider à décider n'est pas nécessairement ou uniquement résoudre le

problème du choix de la meilleure solution. Cette approche renferme des méthodes qui sont empreintes d'un bon réalisme pragmatique compte tenu des contextes décisionnels fréquemment rencontrés. Cette approche est riche en concepts, tels ceux des problématiques décisionnelles, du pouvoir discriminant d'un critère... Les principales méthodes ou familles de méthodes appartenant à cette approche sont : *ELECTRE**, *QUALIFLEX**, *MACBETH**, *ORESTE**, *PROMETHEE** (certaines de ces méthodes sont purement ordinales).

La troisième approche du *jugement local interactif* accorde la primauté à des jugements locaux. Elle met en jeu un petit nombre d'actions en dehors de toute règle explicite permettant d'apporter une réponse synthétique au problème d'agrégation des performances. Elle consiste à expliciter un protocole qui organise l'interaction entre le décideur et l'analyste en vue de faire émerger une solution à un problème donné : elle est basée sur une démarche cognitive.

L'annexe 13 présente une Typologie des approches opérationnelles et des méthodes d'analyse multicritère. Les méthodes *ELECTRE* ont été développées par Roy et ses collaborateurs (Roy, 1968, 1985). Elles entrent dans la catégorie des méthodes discrètes et de surclassement. Les méthodes discrètes concernent les problèmes décisionnels représentés par un nombre fini d'actions potentielles (objet d'étude telle une parcelle agricole comme dans le cas de nos travaux,...). Leur but principal consiste à fournir une base pour la comparaison de ces actions potentielles suivant plusieurs critères.

Les *méthodes de surclassement* (Roy, 1991) ont été conçues afin de progresser dans la résolution d'un problème de décision, en substitution aux relations de dominance que peu d'actions vérifient dans un problème multicritère, c'est à dire des performances d'une action *a* par rapport à celles d'une action *b* pour l'ensemble des critères. Dans une relation de surclassement, les procédures d'agrégation consistent à agréger les critères dans une relation binaire partielle. Roy (1985) définit ce type de relation de la façon suivante : "*une action en surclasse une autre si elle est au moins aussi bonne que l'autre relativement à une majorité de critères, sans être trop nettement plus mauvaise que cette autre relativement aux autres critères*". Les modèles de surclassement ne s'appuient pas sur une axiomatique mathématique solide, mais ils exploitent plutôt l'information disponible, et font appel à la *logique floue*⁴⁰ (Roy, 1978) avec ses imprécisions et son insuffisance, ce qui leur permet une meilleure adaptation, particulièrement dans les approches agro-environnementales, dont les données ne sont que rarement très précises. Les versions d'*ELECTRE* III (surclassement avec pondération des critères) et *ELECTRE* IV (sans pondération) (Roy, 1978 ; Valet, 1994) semblent les mieux adaptées à la discrimination la plus fine des actions, dès lors que l'analyste souhaite obtenir leur classement. Les méthodes *ELECTRE TRI* (méthode de rangement) sont particulièrement bien appropriées aux problématiques agro-environnementales qui impliquent une procédure de tri des actions dans des catégories. Par exemple, Arondel et Girardin (2000) ont mis en œuvre une AMCD en utilisant le modèle *ELECTRE TRI* pour trier des systèmes de culture en fonction de leur impact sur la qualité des eaux souterraines.

Dans la procédure de l'évaluation environnementale d'une activité de production, les interactions entre les facteurs explicatifs des impacts d'une action sur l'environnement sont complexes. *Dès lors que des facteurs de type qualitatif méritent d'être pris en compte, le développement d'une approche AMCD semble approprié.* Elle permet en effet d'apprécier le risque environnemental sur un territoire et apporter des réponses aux questions d'aménagement de ce

⁴⁰ **Logique floue** : La logique floue (fuzzy logic, en anglais) est une technique utilisée en intelligence artificielle. Elle a été formalisée par Lotfi Zadeh en 1965. Elle s'appuie sur la théorie mathématique des ensembles flous. Cette théorie est une extension de la théorie des ensembles classiques pour la prise en compte d'ensembles définis de façon imprécise. Elle permet alors la modélisation des imperfections des données et se rapproche dans une certaine mesure de la flexibilité du raisonnement humain.

territoire et de gestion des ressources (Schärlig, 1985; Froger 2005). Plus particulièrement, l'évaluation des risques agro-environnementaux se traduit par l'établissement de zonages de contamination potentielle des objets spatiaux considérés, représentés alors par le niveau d'organisation spatial où se situe la prise de décision des pratiques agricoles (parcelle agricole, îlot parcellaire, exploitation agricole, sous bassin versant, zone administrative...) par rapport à des critères d'influence.²

Si les systèmes d'information géographique (SIG) apportent une aide à la gestion des données à référence spatiale pour différents opérateurs sur un territoire, ils ne permettent pas seuls, de fournir de manière synthétique tous les renseignements d'analyse pour l'aide à la décision. Or les problèmes environnementaux à référence spatiale sont considérés par plusieurs auteurs comme étant de nature multicritère (Laaribi, 2000). Aussi, à partir des années 1990, les méthodes AMCD ont été combinées avec des SIG ou plus récemment couplées, c'est-à-dire intégrées dans le logiciel SIG. Joérin (1995) a créé un modèle MEDUSAT provenant du couplage de méthodes ELECTRE avec un SIG pour analyser et apporter un aide à la décision à des problèmes de gestion des terres pour l'habitation en Suisse. Laaribi (2000) a utilisé une AMCD en Tunisie en combinant la méthode ELECTRE III avec un SIG (ArcInfo)^{*} pour discriminer les principales caractéristiques physiques de huit grands bassins versants dans un programme de conservation des sols. Karnatak et Saran (2007) ont utilisé une AMCD couplée avec un SIG pour l'analyse de la conservation de la diversité biologique en Inde. Chakhar et Mousseau (2008) ont développé un prototype créé avec ArcGIS^{*} et la méthode ELECTRE-TRI, pour identifier un couloir hypothétique rattachant deux différents districts dans la région d'Ile de France (Paris et ses banlieues), avec les données qui sont essentiellement de nature socio-économique.

Une génération récente de SIG couplant des modules d'évaluation multicritère permet d'intégrer le facteur temps dans la procédure d'évaluation. C'est notamment le cas du logiciel IDRISI développé à l'Université de Clark aux USA dans le laboratoire de géographie sous la direction de Eastman (1988, 2001). L'interface de l'aide à la décision dans le logiciel IDRISI fait appel à diverses fonctions (Paegelow, 2004) dont MCE : *évaluation multicritère* ; MOLA : *évaluation multi-objectifs* ; FUZZY : *fonctions d'appartenance à la logique floue* ; WEIGHT : *pondération des critères* ; RANK : *algorithme basique de tri par ordre ascendant ou descendant*. Dans cette évaluation multicritère, les critères sont partagés en deux catégories : *les contraintes et les facteurs*.

- *Les contraintes* représentent un critère binaire, c'est-à-dire toute décision booléenne du genre limite altitudinale, zonages PLU ou alors des situations telles que "forêt impossible sur bâti". Une contrainte a pour effet de masquer une portion de l'espace, laquelle est alors exclue du traitement ultérieur.

- *Les facteurs* indiquent un *degré d'aptitude pour l'objectif*, c'est-à-dire un degré de probabilité pour que l'état se réalise. Contrairement à la logique booléenne classique (vrai, faux) ces critères se matérialisent sous formes d'images où chaque pixel exprime son degré de probabilité ou de potentiel pour l'état considéré de la variable modélisée. Le nombre d'images de probabilité pour le facteur considéré correspond au nombre d'états finis et discrets de la variable. Les facteurs sont standardisés selon diverses techniques : recodage manuel se basant sur des tests statistiques ou encore selon des fonctions d'appartenance par logique floue.

- *Évaluation multicritère* : les facteurs ajustés sont ensuite pondérés selon leur degré d'influence sur l'objectif. Cette pondération peut se faire manuellement ou par comparaison de paires de facteurs, par la technique dite de Saaty (1977). La dernière étape est la combinaison des facteurs pondérés. Cette combinaison est guidée par le choix d'un niveau de prise de risque et d'un niveau de compensation entre facteurs. Le niveau de prise de risque est approché par un continuum de logique floue dont les extrémités sont les opérateurs booléens classiques ET (intersection = minimum de risque) et OU (union = maximum de risque). Dans le cas d'objectifs multiples, cette EMC est suivie d'une évaluation multi-objectif (EMO) à laquelle s'ajoute, pour l'implantation spatiale des probabilités de transition, une procédure de résolution entre objectifs concurrents (les états de la variable à simuler) basée sur les résultats de l'EMC. Intervenant à chaque itération de la simulation,

l'algorithme produit une série d'images (une pour chaque état) qui codent la probabilité de l'état considéré par rapport aux probabilités de tous les autres, en tenant compte du domaine de réalisation prédit de l'état. Ces images excluant tout chevauchement spatial, sont ensuite additionnées pour former une image de la prévision à l'instant de la simulation.

Paegelow et al., (2004 ; 2005 ; 2008) ont utilisé cet outil pour conduire des recherches en modélisation prospective spatialisée de l'occupation du sol à grande échelle, dans le domaine montagnard méditerranéen en *France* et dans la province de *Grenade en Espagne*. Les variables d'environnement utilisées sont l'altitude, la pente, l'exposition, l'accessibilité, la proximité au même état, la probabilité de leur transition, ou les mêmes modes de gestion de l'espace, etc. Elles sont exprimées dans des unités différentes (km, degrés, indices, ...).

Conclusion du chapitre

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 a fixé à chaque État membre des objectifs de résultats pour atteindre le bon état écologique et le bon état chimique des eaux de surface, ainsi qu'une ressource quantitative suffisante pour les eaux souterraines à l'échéance 2015. La mise en œuvre des politiques publiques dédiées au respect de ces objectifs (MAE, BCAE) conduit les gestionnaires environnementaux à cibler les zones d'intervention prioritaires, dont celles qui conduisent par exemple à l'alimentation des points de captage des eaux brutes de surface en vue de leur potabilité sur des bassins versants essentiellement agricoles. Ces zonages nécessaires impliquent un raisonnement en termes de risques agro-environnementaux qui peuvent être déterminés spatialement en combinant des facteurs de la vulnérabilité du milieu naturel avec ceux des pressions agricoles (aléa) pour les enjeux considérés de la ressource en eau, à l'échelle d'unités hydrologiques, tels les bassins versants.

Les contaminants d'origine agricole (fertilisants, produits phytosanitaires) peuvent migrer vers les cours d'eau de manière ponctuelle ou diffuse. Ces transferts se font soit directement par ruissellement direct vers le cours d'eau, soit indirectement par infiltration en sous-sol puis lixiviation dans la nappe et écoulement souterrain vers la rivière, suivant les conditions climatiques, le type de sol et le substrat géologique, la période et le mode d'épandage. Des matières en suspension provenant de phénomènes érosifs migrent également en surface ou en profondeur par lessivage, et peuvent entraîner des éléments insolubles dont les substances phytosanitaires hydrophobes.

Des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement ainsi que des aménagements anthropiques ou des dispositifs environnementaux peuvent jouer le rôle de facteurs régulateurs pour les contaminations des eaux de surface par les pratiques agricoles. Cette régulation tient d'abord à une modification des pratiques agricoles et d'élevage : réduction des intrants (fertilisants, produits phytosanitaires), diversification des assolements en reconsidérant les propriétés agronomiques des sols, allongement des rotations) ; voire des modes de production (passage d'une agriculture intensive à une agriculture raisonnée, intégrée, biologique, afin de tendre vers une agriculture durable). Des aménagements anthropiques permettent de limiter les contaminations des eaux de surface : zones tampons enherbées et boisées ; talus, haies, fossés ; équipements d'abreuvement et clôtures pour les animaux le long des cours d'eau traversant les prairies.

L'une des difficultés majeures pour l'action agro-environnementale tient aux différences des échelles spatiales considérées. Nous raisonnons en termes de niveaux d'organisation spatiale qui correspondent aux niveaux d'observation des phénomènes, de leurs variables de contrôle et des processus qui interviennent entre les pratiques anthropiques et les espaces à enjeux que nous considérons. Ces niveaux d'organisation dans les approches agro-environnementales relèvent essentiellement d'espaces emboîtés ou en recouvrement (enchâssés). Les études agro-hydrologiques à l'échelle de bassins versants conduisent à définir des Objets Spatiaux de Référence (OSR) ou unité de discrimination des données à une échelle considérée, qu'il convient de déterminer pour nos problématiques.

Les méthodes de l'évaluation d'incidences sur l'environnement dans les bassins versants agricoles reposent sur des indicateurs AE, des modèles agro-hydrologiques, des modèles spatiaux, des méthodes d'analyse multicritère d'aide à la décision. Dans le cadre de cette thèse et des problématiques AE liées à la contamination des eaux de surface par les matières azotées, les produits phytosanitaires, les MES, le choix des méthodes retenues tient à la prise en compte de la problématique du changement de niveau d'organisation spatiale et de la capacité de ces méthodes à évaluer les bonnes pratiques environnementales mises en œuvre ou non par les agriculteurs.

Chapitre 2

Sites et choix des méthodes d'étude

Ce chapitre est dédié à la présentation des sites d'étude retenus par rapport aux problématiques étudiées. Ensuite seront identifiés les critères de qualification des risques agro-environnementaux, compte tenu des principaux facteurs déterminants des processus physiques que nous avons décrits dans le Chapitre 1 relatif à l'état des connaissances et en fonction des contraintes liées aux sites d'études et aux hypothèses retenues.

Nous aborderons en fin de chapitre, les raisons de notre choix concernant les méthodes d'évaluation environnementale, aux différents niveaux d'organisation spatiales. Ces méthodes seront détaillées dans les Chapitres 3 et 4, dédiés à nos travaux présentés sous la forme de publications scientifiques.

2.1 Introduction

L'organisation de cette thèse, en vue de répondre aux objectifs exprimés dans l'introduction générale s'articule autour des enjeux de préservation ou de reconquête de la qualité des eaux de surface (potabilisation et qualité biologique pour la ressource halieutique), par rapport aux concentrations en nitrates, produits phytosanitaires, matières particulaires, à différentes échelles spatiales, et suivant différents types dominants de production agricole. Les méthodes mises en œuvre pour répondre aux questionnements scientifiques sont l'analyse et la modélisation multicritère, ainsi que la modélisation spatiale.

Le niveau d'observation des processus physiques et des pratiques agricoles et environnementales sur le terrain, est celui de la parcelle sur laquelle sont appliquées les décisions des acteurs (agriculteurs et leurs conseillers), ainsi que le cas échéant, les mesures agro-environnementales proposées par les pouvoirs publics. En revanche, le niveau d'organisation des gestionnaires en matière de décision publique est celui des bassins versants, voire des entités administratives. La réponse à nos questions de recherche implique alors de comprendre les processus et les pratiques à un niveau élémentaire d'organisation, puis de choisir chaque objet spatial de référence, permettant d'observer au mieux les risques obtenus et d'adapter l'aide à la décision par rapport aux interlocuteurs ciblés.

La Figure 2-01 résume l'organisation générale de la thèse.

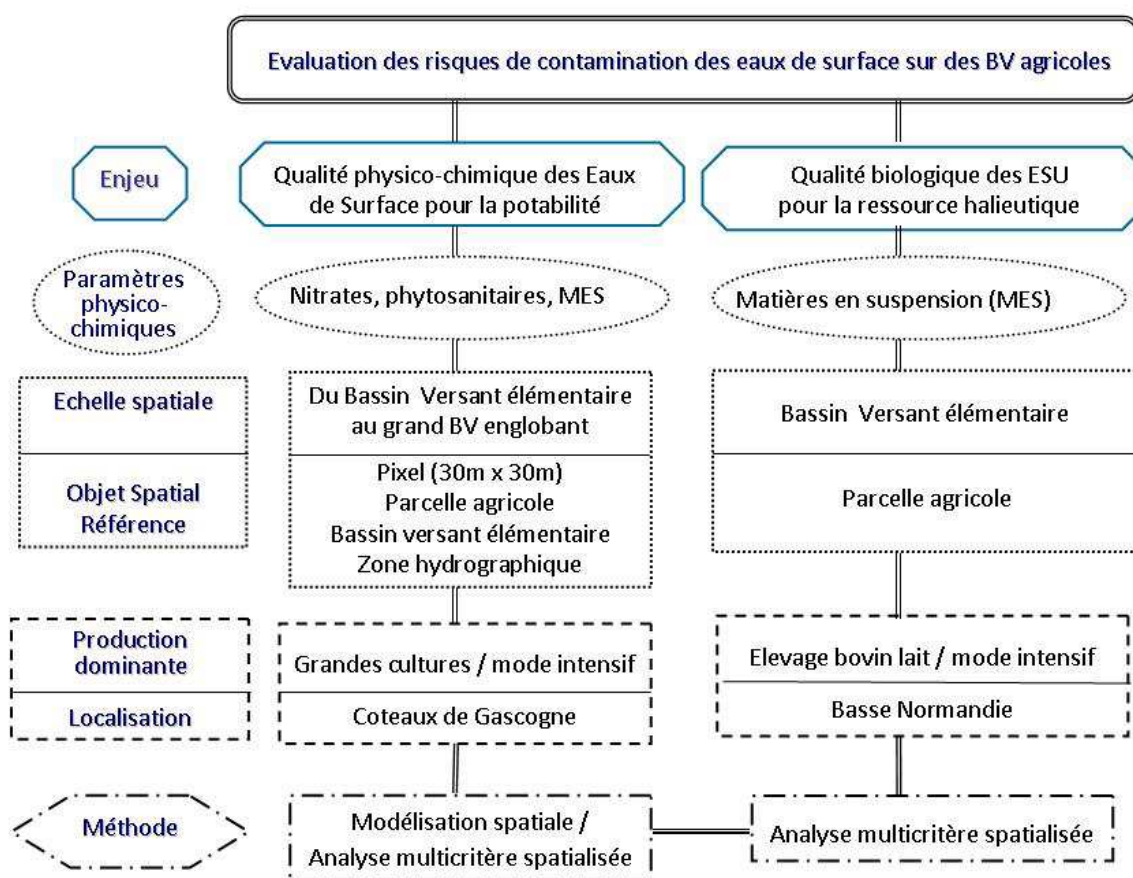


Figure 2-01. Schéma de l'organisation générale de la thèse

2.2 Les sites d'études

Le site normand comprend deux bassins versants élémentaires (BV des *Violettes*, 225 ha; BV du *Moulinet*, 450 ha) situés sur la commune-canton d'*Isigny le Buat* dans le sud du département de la Manche (§ 2.3.1), à 30 km du *Mont St Michel*. Sur les *Coteaux de Gascogne*, le site comprend différents bassins versants emboîtés depuis le BV expérimental d'*Auradé* (320 ha) jusqu'au territoire des rivières de *Gascogne* (§ 2.3.2).

2.2.1 Bassins versants en Normandie

La figure 2-02 illustre la localisation des deux bassins versants normands étudiés.

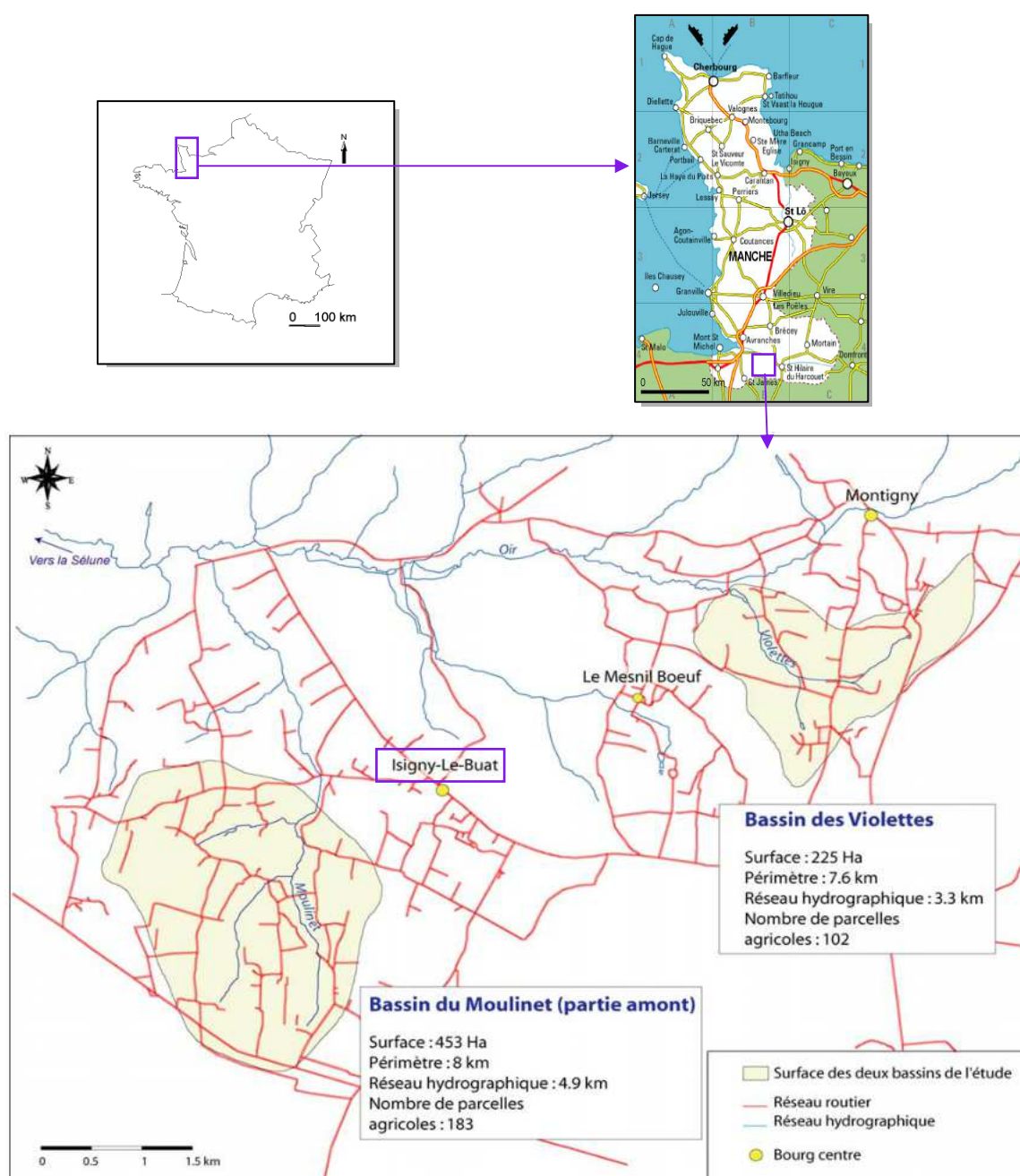


Figure 2-02. Localisation des BV des *Violettes* et du *Moulinet*, sur la commune-canton d'*Isigny le Buat*

Les deux ruisseaux drainant les deux bassins versants étudiés sont des affluents de l'*Oir*, lui-même affluent aval du fleuve côtier de la *Sélune*. Le ruisseau des *Violettes* (3,3 km de long pour une surface drainée de 225 ha et une pente moyenne de 2,6% en amont et 1,6% en aval), et le ruisseau du *Moulinet* (4,9 km pour une surface de 453 ha et une pente moyenne de 1,6%) sont tous deux localisés sur la commune-canton d'*Isigny le Buat*, laquelle compte un peu plus de 3000 habitants pour une superficie totale de 7331 ha. La Surface Agricole Utilisée (SAU) de cette commune représente 80 % de sa superficie, soit 5865 ha. Entre 1963 et 1973, les dix communes du canton d'*Isigny le Buat* ont fusionné afin de permettre un développement économique conséquent. L'implantation de la laiterie Besnier au cœur d'une région de production laitière intensive en est une illustration.

L'enjeu de la préservation de la qualité piscicole est lié aux usages de la ressource dont la dimension sociale, voire économique est importante : c'est avant tout un usage "loisir", celui de la pêche, et un usage passif, "patrimonial" lié à la préservation des populations de salmonidés. En effet, les deux bassins versants étudiés appartiennent à des zones de l'inventaire ZNIEFF⁴¹ de type I et II. La commune d'*Isigny-le-Buat* appartient à la fois à l'ensemble hydrographique de "la Sélune et ses principaux affluents frayères", ZNIEFF de type 1 (pour le saumon atlantique, la truite de mer, la lamproie marine et la lamproie de rivière) et à l'ensemble "basse vallée de la Sélune et ses affluents", ZNIEFF de type 2 répertoriant 648 espèces remarquables (*Paulais, 2003*). Un suivi des populations piscicoles y est effectué depuis 1984 par l'INRA et Agrocampus Ouest – centre de *Rennes*.

La figure 2-02 illustre la localisation de ces deux BV. Ces deux petits ruisseaux sont d'ordre 1 à 2 dont la largeur du lit dépasse rarement 1 mètre de large. Leur petite taille permet une approche de terrain fine. Le débit moyen mensuel du *Moulinet* se situe aux environs de 50 l/sec (entre 12 et 232 l/s). Le débit moyen mensuel des *Violettes* est de 27 l/s environ, du fait de la surface du bassin considérée. L'obtention de données, les traitements et le rendu cartographique de l'évaluation des risques agro-environnementaux sont ainsi possibles au niveau du parcellaire agricole.

2.2.1.1 Caractéristiques physiques

□ **Géologie et pédologie** : Les bassins des *Violettes* et du *Moulinet* sont établis sur un substrat de schistes briovériens précambriens, souvent surmontés de placages limoneux. La carte des sols de la région Basse Normandie au 1/ 1 000 000 permet de situer ceux de la zone étudiée dans la catégorie des sols bruns et bruns calcaires. L'étude de 17 analyses de sol effectuées sur la commune d'*Isigny le Buat*, dont 12 dans les deux sous bassins versants étudiés, (Montigny et le Mesnil Thébault), communiquées lors des enquêtes de terrain, par différents services professionnels agricoles, permettent de classer ces sols dans le type limoneux fin, suivant leur granulométrie, voire limoneux fins argileux par endroits.

L'observation d'autres analyses dans des communes voisines et d'une distance inférieure à 10 km permet d'aboutir à des résultats identiques. Cela traduit alors une certaine homogénéité de la nature des sols limoneux dans la zone. La différence de comportement physique entre ces sols semble provenir essentiellement de la *texture*⁴², dont la variation du taux des particules de taille inférieure à 2µm. Si l'homogénéité pédologique prévaut, les bas de versants et les talwegs accueillent généralement des colluvions à forte teneur en argile, ce qui explique la présence récurrente de zones humides en bordure de ruisseau et dans les bas-fonds.

Les caractéristiques moyennes des sols ont présentées dans le *Tableau 2-01*.

⁴¹ **ZNIEFF** : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique.

⁴² **Texture d'un sol** : répartition dans ce sol des minéraux, par catégorie de taille (diamètre des particules supposées sphériques)

Tableau 2-01. Résultats moyens des 12 analyses physico-chimiques de sols sur les BV étudiés
(d'après analyses communiquées par les professionnels agricoles) avec MO = Matière Organique,
CEC = Capacité d'Échange des Cations

	Argile	Total limons	Total sables	MO	pH eau	CEC en meq/100g	Taux saturation %
	%	%	%	%			
Moyenne	12,3	71,2	16,1	2,9	6,0	9,3	67,4
Écart type	1,4	7,0	6,7	0,9	0,6	2,1	18

Concernant la texture des sols, les limons comprennent 37 % de limons fins (2 à 20 µm) et 73% de limons grossiers (20 à 50 µm). Étant donné la forte teneur en limons, les deux bassins versants ont une pédologie propice à la formation de croûtes de battance, phénomène qui accroît le ruissellement et peut accentuer le transfert de particules vers les cours d'eau. La croûte de battance diminue considérablement la perméabilité du sol et favorise le ruissellement (*Chapitre 1*). Le pH égal à 6,0 exprime le caractère acide de ces sols, compte tenu de la roche mère. La capacité d'échange cationique est faible, ainsi que le *taux de saturation*⁴³ du sol en cations échangeables : cela traduit l'instabilité structurale de ces sols. Nous avons calculé l'indice de battance à partir de ces analyses, selon la formule de l'INRA de Laon :

$IB = (1.25 \times \text{limons fins} + 0.75 \times \text{limons grossiers}) / (\text{argile} + 10 \times \text{matière organique}) - 0.2 (\text{pH} - 7)$,
si pH > 7, soit : $IB = [(1,5 \times LF + 0,75 \times LG) / (A + 10 MO)] - 0,2 \times (\text{pH} - 7)$.

Selon cet indice, on définit :

- des zones à indice de battance faible (indice inférieur à 1,4) ;
- des zones à indice de battance élevé (indice supérieur à 1,6).

Le traitement des analyses donne une valeur de 1,62 avec un écart-type de 0,39 : les sols ont une battance élevée, ce qui est prévisible, compte tenu du taux de limons et sont donc particulièrement vulnérables à l'action de la pluie. Le rôle de la couverture végétale est alors primordial pour limiter les phénomènes érosifs et de ruissellement.

□ **Relief** : Dans la commune d'Isigny-le-Buat, le relief est vallonné, le réseau hydrographique parfois encaissé de plus de 50 m pour les affluents de l'Oir tels que le Moulinet et les Violettes. Le contexte tectonique et géologique ne permet pas d'encaissements abrupts, mais les pentes atteignent localement 25 % sur les fronts des rebords du plateau schisteux et peuvent parfois atteindre 30% à l'approche des talwegs. L'altitude moyenne est de 100 m environ : comprise entre 78 m et 133 m sur les Violettes et entre 55 et 134 m pour le Moulinet. Nous avons établi la carte des pentes de ces deux bassins versants à partir d'un modèle numérique de 50 m interpolé à 10m (Annexe 14).

2.2.1.2 Caractéristiques climatiques

Ce secteur est baigné par un climat océanique, doux et humide. Les enregistrements de la station de Saint-Hilaire-du-Harcouët, à une dizaine de km à l'est d'Isigny-le-Buat, ont permis d'établir le diagramme ombrothermique (*Figure 2-03*) à partir des valeurs mensuelles moyennes de 1991 à 2001. Nous avons pris en compte l'année agricole du 1er novembre au 31 octobre, afin de comparer notamment les relevés pluviométriques avec les pratiques culturales.

⁴³ **Taux de saturation du sol** : rapport de la somme des bases échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) par la capacité d'échange cationique apportée par l'argile et les matières organiques présentes dans le sol.

Les températures moyennes mensuelles sont douces en hiver (5.6°C en janvier) et peu élevées en été (maximum 18,3°C en août). L'amplitude thermique faible est caractéristique du climat océanique. Le gel est assez rare : 71 jours avec une température négative, sur 10 ans.

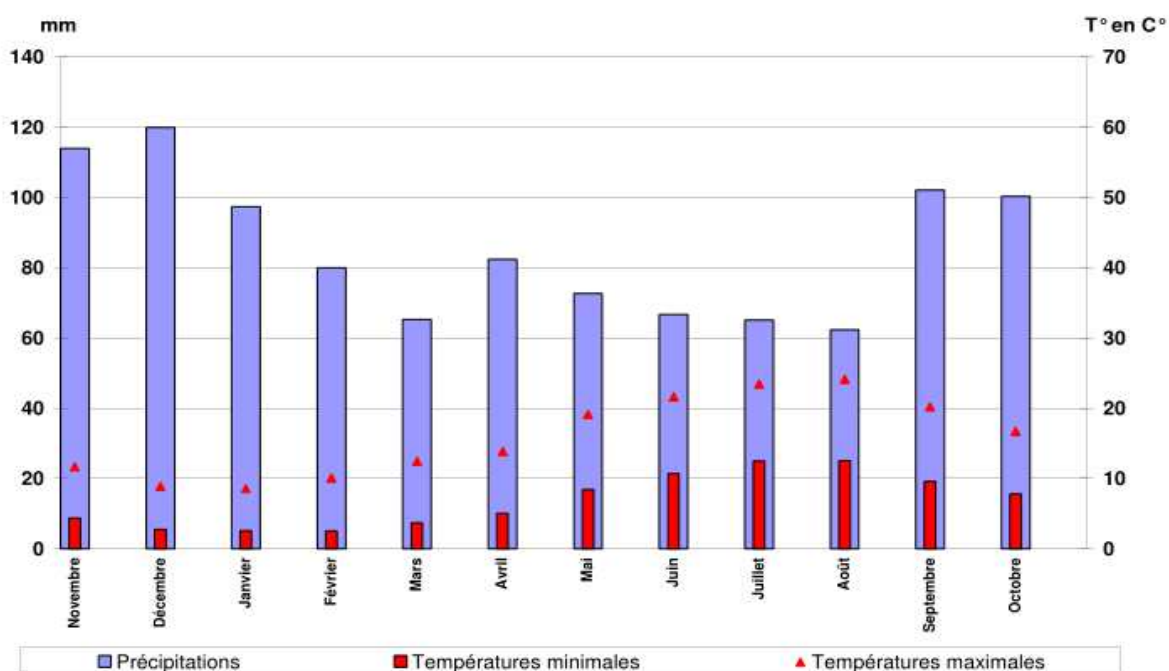


Figure 2-03. Diagramme ombrothermique établi sur les valeurs mensuelles de la station de St Hilaire du Harcouët (50) de 1991 à 2001

La pluviométrie est caractéristique d'un climat océanique marqué : 1028 mm annuels en moyenne sur 10 ans (1235 mm pour l'année 2000/2001). Les pluies sont réparties de façon relativement homogène au cours de l'année, avec un maximum de 120 mm en décembre et un minimum de 62 mm en août. Les précipitations sont de faible intensité, mais régulières. En effet, le suivi des données horaires de la station ne révèle que 5 pluies d'intensité supérieure à 10 mm/heure entre octobre 1996 et juin 2002 et 21 pluies supérieures à 7 mm/h. La régularité des précipitations peut accentuer le phénomène de saturation progressive des sols, (*Figure 2-04d*) donc celui du ruissellement et par voie de conséquence de transport de MES vers les ruisseaux. Cela est d'autant plus marqué durant la période suivant la récolte des maïs pour ensilage (mi-octobre) jusqu'au semis de l'année suivante (début mai). Les sols sont alors fortement découverts et particulièrement vulnérables (*Macary et Paulais, 2003 ; Macary et Gascuel-Odoux, 2008*)

2.2.1.3 L'agriculture et l'environnement paysager

Les enquêtes conduites en 2002-2003, puis en 2006-2008 auprès d'une soixantaine d'agriculteurs sur les deux bassins, ont permis de connaître avec précision les pratiques agricoles, leur évolution et de dresser une cartographie de l'occupation du sol. Sur les bassins versants du *Moulinet* et des *Violettes*, l'agriculture est principalement orientée vers l'élevage bovin laitier. Les exploitations agricoles à titre principal ayant une activité sur les 2 bassins ont une taille plus importante sur le *Moulinet* que sur les *Violettes* (*Tableau 2-01*). Le nombre de vaches laitières (VL) par exploitation est supérieur sur le BV du *Moulinet*, avec un chargement (nb UGB/h) à peu près équivalent sur les deux bassins. La productivité moyenne est sensiblement supérieure sur le bassin des *Violettes* avec une production annuelle de près de 7000 l de lait /VL.

Tableau 2-02. Comparaison des exploitations d'élevage sur les Violettes et le Moulinet en 2008

(d'après les enquêtes de terrain 2006-2008)

	Violettes	Moulinet
Nbre exploitations principales	20	25
SAU moyenne (ha)	46	54
Nbre VL / exploitation	38	44
Nbre UGB / exploitation	71	80
Nbre UGB / ha SFP	1,89	1,86
Quantité lait / VL / an	6930	6535

En 2008, 55% de la SAU sur *le Moulinet* comprend des prairies permanentes ou temporaires, contre 35% sur les Violettes. L'autre partie de la SAU est en terres labourables dont 37% en maïs sur le Moulinet et 46% sur *les Violettes*. Les annexes 15 et 16 présentent une répartition détaillée de l'occupation du sol et des surfaces moyennes de parcelles par nature de culture. Entre 2006 et 2008, les prairies ont régressé, modérément sur *le Moulinet* (- 4,5% de la SAU), plus nettement sur *les Violettes* (- 14% de la SAU), au bénéfice surtout de surfaces en maïs (+ 6,3% sur *le Moulinet*, + 16,6% sur *les Violettes*) (Figure 2-04c). Le classement du canton en Zone d'Excédent Structurel en 2004 pour la charge en azote a conduit les agriculteurs à la mise en place de cultures dérobées. Elles représentaient en 2008 sur les deux bassins environ 70% de la surface en terres labourables et 80% de celle en maïs. Cette intensification de la production a eu pour conséquences une forte modification des structures de production (extension de la taille des exploitations agricoles), des modes de production (remplacement de l'herbe traditionnelle par du maïs ensilé à l'automne, laissant les sols nus durant toute la phase hivernale, très vulnérables aux processus d'érosion et de ruissellement, avant le classement du canton en Zone d'Excédent Structurel, en 2004.

La trame bocagère (présence des talus arborés en bords de parcelles) (Figure 2-04a) a évolué d'abord lors de l'agrandissement des parcelles après l'aménagement foncier de 1976 sur *les Violettes* et le remembrement de 1982 sur *le Moulinet*, puis au fur et à mesure des agrandissements des structures d'exploitations (Macary et Paulais, 2003). En 2008, le linéaire de haies sur talus représente 80 m / ha en moyenne sur les deux bassins versants, mais avec une répartition un peu différente : le Moulinet présente une juxtaposition de parcelles de grande taille où les talus arborés ont disparu (Figure 2-04b), et de prairies de petite taille avec une trame bocagère dense ; alors que sur les *Violettes*, la taille des parcelles et la répartition des talus sont assez homogènes. Les ruisseaux sont bordés de prairies permanentes, généralement sur des sols hydromorphes ou exceptionnellement de parcelles de maïs. Les bovins étaient mis en pâture dans les prairies ripariennes entre mars et novembre et s'abreuvaient directement dans les cours d'eau, piétinant et dégradant les berges, avant la pose de clôtures le long des berges en 2007-2008 sur *les Violettes* et 2008-2009 sur *le Moulinet* (Macary et Gascuel-Odoux, 2008).



(a) Bocage sur les Violettes



(b) Arasement de talus sur Moulinet (Photos Macary, F., 2002)



(c) Remplacement des prairies par le maïs

(d) Croûte de battance sur limons (Photos Macary, F., 2002)

Figure 2-04. Éléments paysagers sur les bassins des Violettes et du Moulinet

2.2.1.4 Flux de MES sur les deux cours d'eau

En amont du ruisseau du *Moulinet*, les berges sont plutôt hautes, enherbées et résultent d'un recalibrage ancien, lors du remembrement de 1982, ce qui avait conduit à une déviation du cours d'eau ancien en effectuant un nouveau tracé rectiligne, et par la même à une quasi disparition des poissons salmonidés (Macary, *enquêtes de terrain*). Vers l'aval, les berges sont plus basses, enherbées rive gauche, en broussaille rive droite, puis, en prairie de chaque côté. Une seule zone d'abreuvement marquée est présente (Annexe 17). La largeur du ruisseau à l'aval de la zone d'étude est de 1,5 m. Le débit y varie de 10 l/s (étiage estival) à 570 l/s (crue hivernale) (Birgand et al., 2004). Sur le ruisseau des *Violettes*, un recalibrage a été effectué à la pelleteuse mécanique par un agriculteur riverain en 2001 en amont (Macary, *enquêtes de terrain*). Les berges sont hautes et abruptes, le cours d'eau y est devenu rectiligne et marqué par des signes d'érosion. Vers l'aval, le recalibrage à la pelleteuse est plus ancien et entretenu régulièrement à la pelle manuellement par un autre agriculteur riverain. Les berges sont plus basses, le cours est un peu plus sinueux.

Les parcelles longeant le cours d'eau sont en prairie tant en amont qu'en aval. La largeur du ruisseau à l'exutoire est de 1 m. Le débit varie de 2,5 l/s (étiage estival) à 260 l/s (crue hivernale). Des mesures en continu de turbidité dans les deux cours d'eau associées à celles des débits ont permis de calculer des flux de MES à différentes échelles temporelles : bilan annuel, variations saisonnières, période ou non des crues. Ces analyses avaient été réalisées sur une année (juin 2002 à mai 2003) dans le cadre du projet de recherche "AQUAE" (INRA-Cemagref) puis en 2004-2005 et 2005-2006 par Lefrançois (2007). Dans les deux ruisseaux, les concentrations moyennes mensuelles en MES variaient entre 25 et 180 mg/l. Les flux⁴⁴ estimés sur une année (2002-2003) représentaient 116 t/an de MES sur le *Moulinet* et 83 t/an sur les *Violettes*, ce qui correspond à un *flux spécifique* annuel de 256 kg/ha/an sur le *Moulinet* contre 368 kg/ha/an sur les *Violettes* (Birgand et al., 2004). La différence de charge en MES entre les deux ruisseaux ne semblait pas liée à une différence de leur fonctionnement hydrologique : les lames d'eau écoulées étaient identiques, le débit spécifique étant légèrement inférieur sur le *Moulinet* en automne et en hiver, mais supérieur au printemps et en été. Par contre, la morphologie du cours d'eau et du corridor fluvial (érosion du fond et des berges, contribution des zones humides de proximité) semblait jouer un rôle déterminant.

⁴⁴ **Le flux** (généralement exprimé en kg/an) est la quantité de matière transportée par un cours d'eau pendant un temps donné. Il est le résultat du produit entre le débit d'eau (en général en m³/s) et la concentration de la substance étudiée dans la colonne d'eau (en général en mg/L). **Le flux spécifique** est obtenu en divisant le flux du cours d'eau par la surface du bassin versant qui l'alimente (exprimé en kg/ha/an), ce qui permet de comparer entre eux différents cours d'eau.

Sur *le Moulinet*, les charges en MES étaient homogènes depuis l'amont jusqu'à l'aval, indiquant que la production et la sédimentation s'équilibraient le long du cours d'eau. Sur *les Violettes*, la charge en MES était près de trois fois plus importante en amont qu'en aval ; ceci était alors à relier à une forte dégradation des berges en amont due au recalibrage du cours d'eau en 2001 (*Figure 2-05a*) et au libre accès des animaux pour s'abreuver (*Figure 2-05b*). Sur *le Moulinet*, les concentrations en MES étaient nettement liées au débit. Sur *les Violettes*, elles restaient élevées même en régime de base et hors période hivernale. En automne, les concentrations en MES étaient particulièrement fortes sur les Violettes alors que les débits commençaient à peine à augmenter. Cela peut s'expliquer par la remise en suspension des sédiments accumulés en phase de décrue et en régime de base estival. Respectivement, 73% des flux sur *le Moulinet* et 70% sur les Violettes sont liés à la période de reprise des écoulements hivernaux (octobre à février). Ils représentent 68% et 75% des volumes d'eau écoulés sur la campagne de mesure. Sur une année, 74% des flux de MES sur *le Moulinet* et 67% sur les Violettes ont lieu pendant les périodes de crue (Birgand et al., 2004), bien que ces crues ne soient observées que durant 10% du temps environ sur l'année (Lefrançois, 2007). Ces valeurs étroitement liés à la pluviosité sont un peu différentes en 2004-2005 puis 2005-2006, car ces deux dernières années étaient plus sèches. Mais la forte augmentation des flux de MES est toujours significative en octobre.

Ces deux cours d'eau présentent des dynamiques temporelles des MES globalement assez comparables, compte tenu probablement de leur proximité géographique et des systèmes de production très proches. Mais les concentrations en MES et en flux annuels diffèrent. La principale différence repose sur la contribution des flux de MES hors crue. Les débits sont plus faibles sur les Violettes et donc moins susceptibles d'exporter des MES que sur *le Moulinet*. Cette contribution peut aussi s'expliquer d'abord par l'accès du bétail au cours d'eau, qui vient ajouter des particules situées près des berges, voire sur les versants et met en mouvement les sédiments fins présents dans le cours d'eau en le piétinant (Lefrançois, 2007). Cela est alors directement lié au nombre des zones d'abreuvement le long des cours d'eau (Paulais, 2003 ; Macary et Paulais, 2003)(Annexe 17). Un facteur déterminant est aussi la dégradation plus importante du linéaire sur le cours d'eau des Violettes dans la partie amont, suite au recalibrage. Ensuite, le transfert des particules depuis les versants tient à l'occupation du sol et aux pratiques culturales.

Si les pratiques sont très comparables entre les deux BV, la forte diminution des zones enherbées le long des cours d'eau sur les Violettes entre les périodes 2002-2004 puis 2006-2008, au bénéfice des surfaces en maïs destiné à l'ensilage, permet aussi d'expliquer ce flux de MES plus conséquent sur ce BV hors crue (Macary et Gascuel-Odoux, 2008). A partir de 2006, des travaux d'aménagement et de protection des berges ont débuté (*Figure 2-05c*) dans le cadre du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux de la Sélune.



(a) Recalibrage du ruisseau Violettes.



(b) Piétinement des berges (Photos Macary, F., 2002)



c) Protection des berges sur les *Violettes* après 2006 par clôtures, passerelles sur le ruisseau et abreuvoirs aménagés (Photos Uny, D., 2008)



Figure 2-05. État des berges avant et après protection, sur les bassins de l'Oir

2.2.2 Bassins versants sur les *Coteaux de Gascogne*

Les *Coteaux de Gascogne* constituent un territoire du sud-ouest de la France, délimité par le fleuve de la *Garonne* au nord et à l'est, le bassin de l'*Adour* à l'ouest et le plateau de *Lannemezan* au sud, où les rivières de *Gascogne* prennent leur source pour confluer avec la *Garonne*. Un canal d'étiage, en déviation de la Neste d'Aure à la sortie de la chaîne pyrénéenne alimente depuis 1860 les rivières gasconnes en période de sécheresse ainsi qu'un affluent de l'*Adour* (Figure 2-06). Il fournit environ $2 \text{ m}^3/\text{s}$.

Après 1945, le plan d'aménagement des *Coteaux de Gascogne* a mis en œuvre un programme d'irrigation faisant appel aux pompages dans les différentes rivières réalimentées par la Neste ainsi qu'aux différents lacs collinaires, créés depuis pour stocker les eaux de ruissellement en période hivernale. La Compagnie d'Aménagement des *Coteaux de Gascogne* (CACG) est chargée depuis 1947, de gérer la réalimentation des rivières gasconnes et de fournir de l'eau d'irrigation pour l'agriculture. Cela explique la présence des cultures irriguées (maïs et soja notamment) dans cette région sèche en été.

La Figure 2-06 illustre la localisation des rivières de la *Gascogne* en aval des Pyrénées et du système Neste, qui vient réalimenter ces rivières en période estivale d'étiage, ainsi qu'un affluent de l'*Adour* (bassin non étudié dans cette thèse).

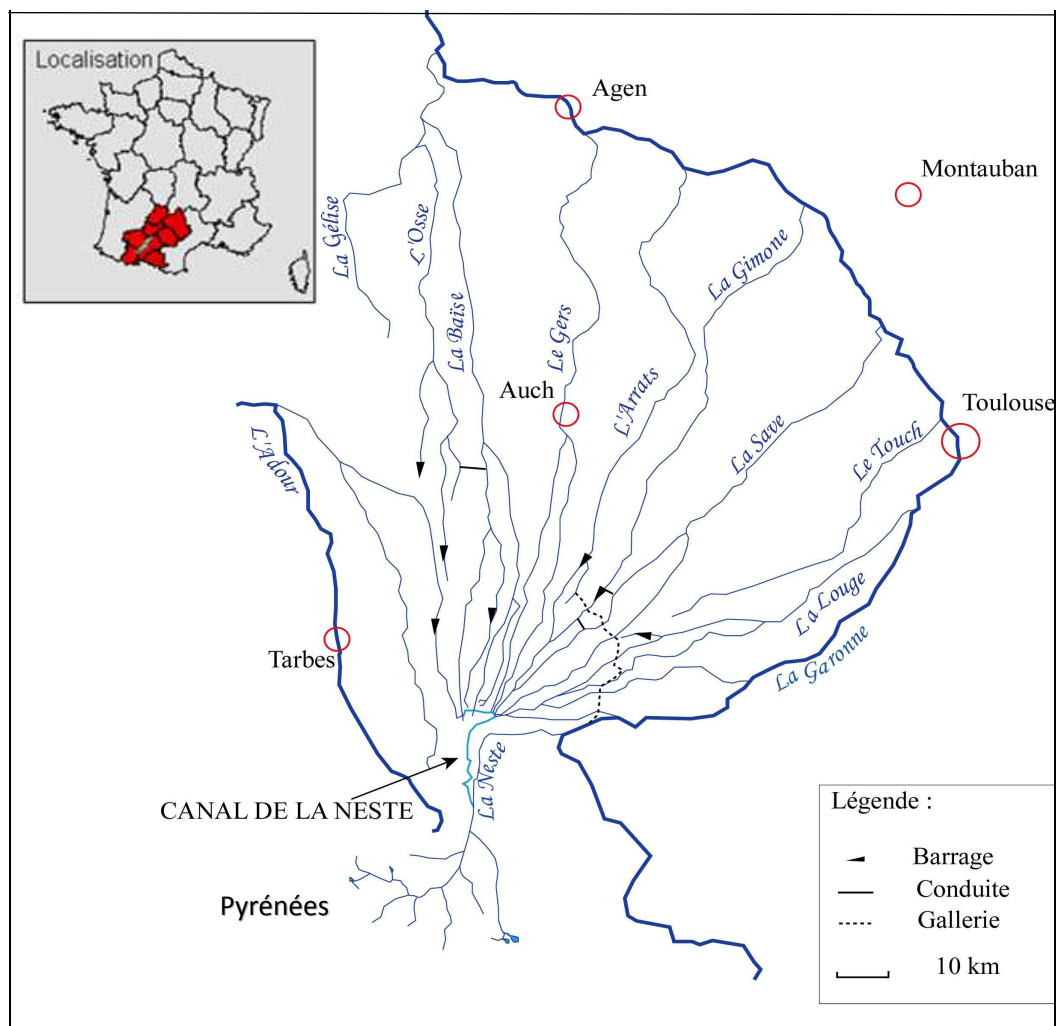


Figure 2-06. Les rivières de Gascogne et le système Neste
(d'après données de la CACG, 1992)

La Figure 2-07 illustre l'emboîtement de bassins versants (*Chapitre 1, § 1.6*) sur notre zone d'étude des *Coteaux de Gascogne*. Les rivières de *Gascogne* sont des affluents de la *Garonne*, rive gauche (Figure 2-07a) : la *Save* est l'une d'entre elles (Figure 2.07b). Son bassin versant comprend seize zones hydrologiques, dont celle de la *Boulouze* (Figure 2.07c) dans laquelle se situe le bassin élémentaire du *Montoussé* (Figure 2.07d). Le petit bassin versant expérimental d'*Auradé* (Figure 2.07e), sur lequel nous avons conduit les analyses et modélisations multicritères spatialisées, correspond à la partie amont du bassin du *Montoussé*.

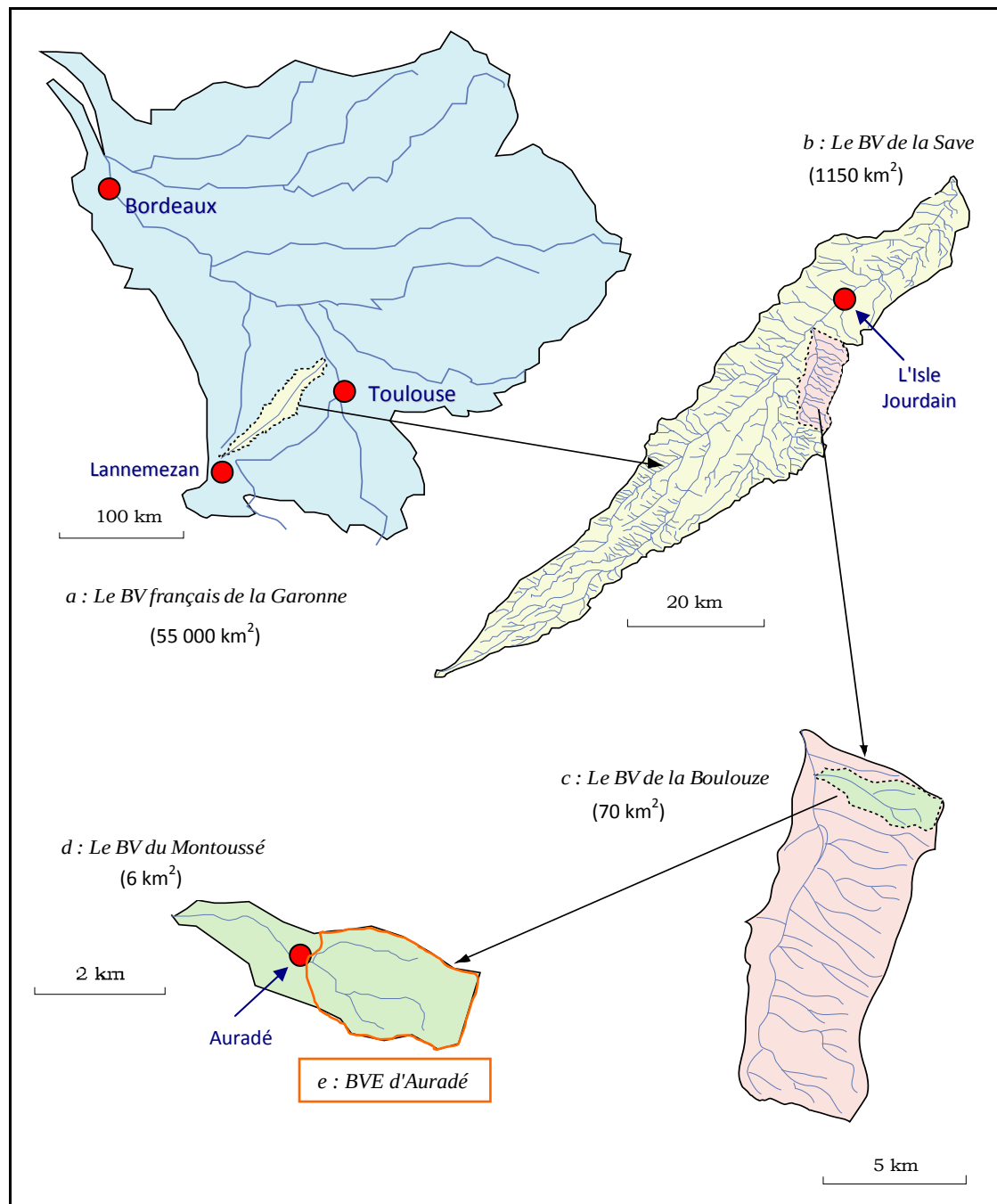


Figure 2-07. Bassins versants emboîtés dans le grand bassin hydrographique de *la Garonne*
(modifié d'après Lavie, 2005)

2.2.2.1 Caractéristiques physiques

❑ **Le relief** : La région des *Coteaux de Gascogne* se présente sous la forme d'un cône de déjection sédimentaire découpé par une série de cours d'eau (*Figure 2-04*) qui naissent pour la plupart au pied du plateau prépyrénéen de *Lannemezan*, et s'étalent ensuite en éventail vers la *Garonne*. Ce cône, qui s'entrouve à l'image d'une coquille Saint-Jacques, a une inclinaison générale Sud-Nord, des *Pyrénées* vers la *Garonne* (*Figure 2-08*). Les altitudes varient entre 100 et 400m dans la zone d'activités agricoles. Les vallées présentent des lignes de coteaux peu élevés mais dont les pentes en revanche, sont importantes (jusqu'à plus de 30%). Ainsi, par exemple la rivière *Save* prend sa source à une altitude de 663 m et rejoint la *Garonne* à une altitude de 97m, après avoir parcouru 140 km suivant un tracé linéaire et une pente moyenne de 0,4%.

La grande majorité des rivières gersoises présentent des vallées dissymétriques (le versant de rive gauche bénéficie d'une pente douce et cisaillé d'affluents, alors que celui de la rive droite est très pentu). D'après *Enjalbert (1961)*, les causes seraient paléoclimatiques et relèveraient des nappes fluviales. De grands « abats d'eau » se seraient formés sur l'ancienne surface néogène du tertiaire, déterminant des écoulements lents, en nappes, qui creusèrent la surface néogène, sous l'influence des vents d'ouest. Parallèlement, à la tête des vallées, le ravin ainsi formé aurait lui aussi creusé l'ancienne surface par érosion régressive. Les rivières de la *Gascogne gersoise* auraient alors vu leur lit se décaler vers l'est, ainsi que *la Garonne* en amont de *Toulouse* (*Figure 2-06*). Toutefois, la vallée de la Save présente des affluents sur ses deux rives et garde un fond plat et large (*Figure 2-07*).

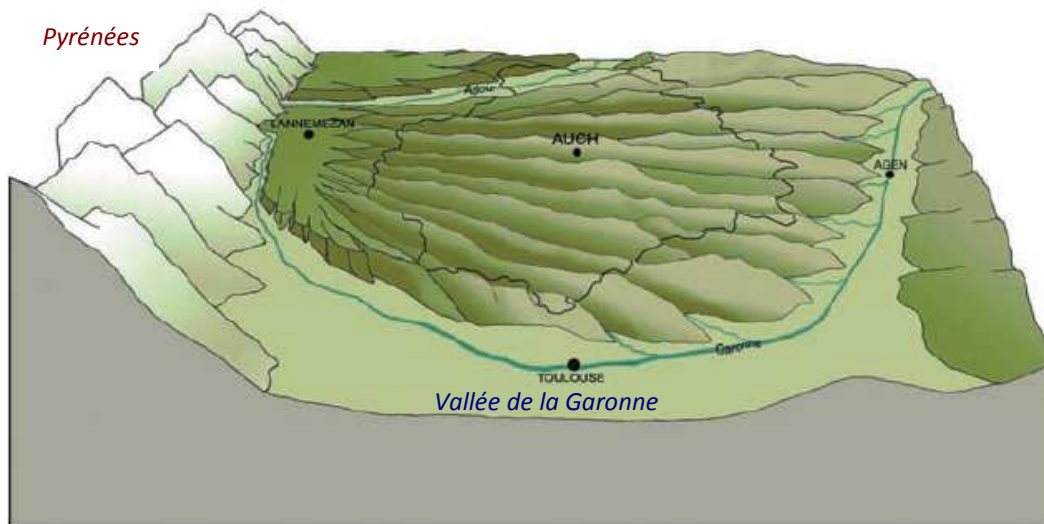


Figure 2-08. Ensemble géomorphologique de la Gascogne gersoise

(d'après CAUE 32 & Arbre et Paysage 32, 2002)

❑ **Géologie et pédologie** : Le substratum géologique principal des *Coteaux de Gascogne* est constitué de molasses qui sont le résultat d'une forte érosion des *Pyrénées* durant la fin du Tertiaire. Ces molasses sont d'âge Oligocène (33-23 MA) et Miocène (23-5 MA). Elles sont couvertes sur les pentes par des sols brunifiés et des sols calcaires, plus ou moins de carbonatés et parfois des couches de sables et de galets, notamment dans le piedmont pyrénéen. Localement sur les pentes les plus faibles et lorsque le lessivage des argiles est important, on retrouve des sols lessivés. Ainsi, le degré d'acidité des sols rencontrés varie selon l'évolution de la pédogenèse et le degré de la pente. Quant à la végétation, on retrouve sur ces coteaux une variété d'espèces allant du caractère mésoneutrophile à celui acidophile. Selon la topographie et le degré de pente, on trouve donc :

- Sur les pentes les plus faibles, des sols limoneux (teneur en limons de 50 à 60%) non calciques type *Luvisols*, localement appelés "*boulbènes*", qui ont été lixiviés de leurs constituants calcimagnésiques et lessivés en partie de leurs argiles. Ces sols acides sont sensibles à la battance. Ils forment des croûtes sédimentaires en surface qui s'imperméabilisent ce qui favorise le ruissellement et l'érosion par ruissellement concentré (*Figure 2-09b*). De ce fait, ce sont des sols extrêmement sensibles à l'érosion même sur des terrains de faible pente. Si rien ne vient contrecarrer ces phénomènes d'érosion, le profil de ces *Luvisols* évolue vers une troncature complète des horizons de surface pour aboutir à des *Luvisols tronqués* où seul l'horizon d'accumulation d'argile (BT) affleure. Cet ensemble représente moins de 10% des sols de la région (*Chéry, communication personnelle*).
- Sur les pentes douces à moyennes, l'érosion modérée, plutôt diffuse, a conduit à la formation selon l'intensité de la pente, de *calcosols* plus ou moins épais et de *rendosols peu épais*.

Les sols calci-magnésiens de la région ont une texture principalement argileuse : "*les terreforts*" (teneur en argile variant de 30% à 40% en moyenne et parfois nettement plus). Ces terres sont lourdes, difficiles à travailler, mais fertiles, disposant d'une bonne réserve en eau et propices aux cultures de céréales, oléo-protéagineux et sorgho conduit en culture sèche. Ils sont essentiellement localisés sur les coteaux ainsi que sur les versants est des vallées. Localement, lorsque les pentes sont de faible intensité sur des matériaux argileux issus de la décarbonatation du calcaire, on retrouve des *Calcosols* ou des *Brunisols* qui présentent des conditions de culture optimales si les pentes sont suffisantes pour évacuer les excès d'eau temporaires dus aux textures essentiellement argileuses de ces sols.

- Sur les pentes très élevées, les sols squelettiques sont généralement non calcaires sur argile ou colluvions et calcaires sur marne : ce sont des *Lithosols* (calcaires ou non) et des *Rendosols*.
- Dans les vallées, les sols sont constitués principalement d'alluvions calcaires, très fertiles : les *Fluviosols*. Ils sont le plus souvent cultivés en maïs, dès lors que l'irrigation et quelquefois le drainage sont possibles.

Une carte illustrative de ces types de sols dans le bassin de la Save (*Figure en Annexe 20*). La présence de cette molasse imperméable (*Figure 2-09a*) limite le réapprovisionnement de l'hydrosystème superficiel par les eaux souterraines. Il n'existe pas de nappe proche de la surface, les écoulements étant majoritairement superficiels (*Figure 2-09c*). Cela nous conduira à ne considérer que des écoulements de flux de surface dans la construction du modèle spatial et du modèle multicritère pour l'évaluation des risques agro-environnementaux (*Chapitres 3 et 4*).



(a) Coupe pédologique dans le BV de la Boulouze montrant le substratum molassique (Photos Lavie, E., 2005)

(b) Croûte de battance sur un sol limoneux dans le BV de la Save (Photo Macary, F., 2005)





(c) Conséquences d'un orage violent sur la formation de ravines en coteaux, sur le BV d'Auradé
(Photos Association Agriculteurs Auradé, 2005)

Figure 2-09. Illustrations d'états de sols dans le bassin de *la Save*

2.2.2.2 Caractéristiques climatiques

Le climat des *Coteaux de Gascogne* est tempéré, de type océanique. Il est soumis à trois influences :

- la principale est d'origine atlantique, à l'Ouest, qui amène les précipitations,
- l'influence méditerranéenne à l'Est, avec le vent d'Autan, très asséchant,
- l'influence montagnarde au Sud, moins forte, marquée par un *effet de foehn** localement.

Les étés sont chauds et secs, les hivers doux et humides. En été, l'évapotranspiration est souvent plus élevée que les précipitations, induisant alors une forte sécheresse estivale. La période sèche s'étend de juin à août, voire septembre et la période humide d'octobre à mai (*Figure 2-07*). Les hausses de températures au cours du printemps et de l'été influent sur la lame drainante qui se matérialise sur le terrain par un abaissement des hauteurs d'eau dans les cours d'eau.

- La moyenne des précipitations (station d'Auch) sur la période 1984-2004 est de 701 mm, avec de fortes variations : 522 mm en 1987 ; 995 mm en 1992.

- La moyenne de l'évapotranspiration potentielle (ETP) sur 1985-2004 est de 821 mm (données absentes en 1984). Cette valeur est élevée, avec également de fortes variations : 726 mm en 1992 ; 939 mm en 2003.

- La moyenne des précipitations efficaces⁴⁵ (P-ETP) sur la période 1985-2004 est négative : -120 mm, cela tient aux valeurs très élevées de l'ETP durant la période estivale face aux précipitations faibles, essentiellement apportées par des orages.

- La moyenne des températures sur 1984-2004 est de 13,1 °C.

- La moyenne de l'amplitude thermique annuelle (ATA) sur 1984-2004 : 16,3 °C.

La température moyenne est douce (13°C) et l'amplitude thermique annuelle (ATA) plutôt faible (< à 20°C). En revanche les fortes variations annuelles constatées sur les précipitations et l'ETP illustrent les diverses influences climatiques sur la région : celle de l'océan étant favorable aux précipitations alors que le vent d'autan provenant de l'Est, très asséchant conduit à une élévation des températures et de l'ETP. Le bilan hydrique est globalement déficitaire avec une perte moyenne annuelle de près de 120 mm, ce qui est très significatif. La production de certaines cultures estivales dont le maïs ou le soja, qui nécessitent un volume d'eau conséquent, n'est envisageable sur un plan économique que grâce à la pratique de l'irrigation.

⁴⁵ **Précipitations efficaces** : représentent la quantité d'eau fournie par les précipitations, disponible à la surface du sol, après soustraction des pertes par évaporation à la surface du sol et transpiration des plantes.

De plus, les rivières de *Gascogne* seraient en étiage durant l'été, si elles n'étaient pas réalimentées par l'eau en provenance des *Pyrénées*, grâce au système *Neste*. La *Figure 2-10* illustre le diagramme ombrothermique établi à partir des données météorologiques de la station Météo France à *Auch*.

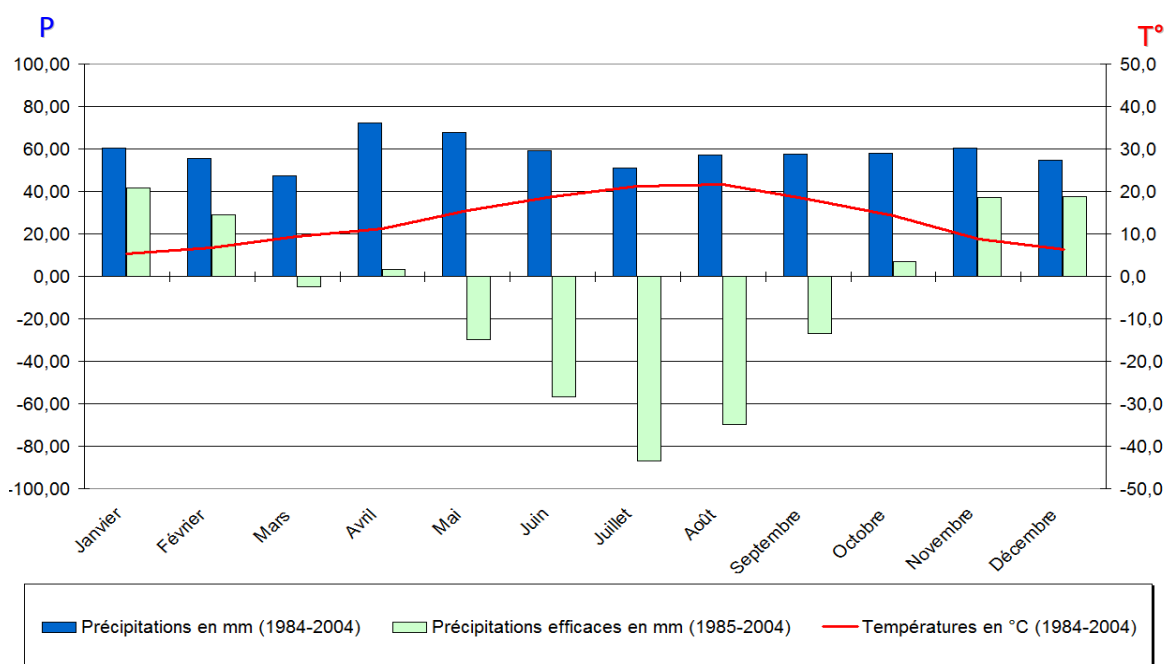


Figure 2-10. Diagramme ombrothermique à Auch : position centrale sur les *Coteaux de Gascogne*

(d'après les données Météo France de la station d'*Auch* : 1984-2004)

2.2.2.3 L'agriculture et l'environnement paysager

Les *Coteaux de Gascogne* présentent un paysage varié sur le relief vallonné et une occupation du sol différenciée suivant la proximité avec les *Pyrénées*, ou les *Coteaux* et les vallées.

Dans le piedmont pyrénéen, les prairies sont importantes avec des élevages essentiellement de bovins-viande conduits en extensif. La forêt et les zones de déprise liées à l'abandon des cultures tendent à se développer. Sur les plateaux, des céréales paille et du maïs sont produits généralement pour l'alimentation animale.

Dans les vallées alluviales des rivières de Gascogne, les cultures irriguées sont conduites de façon intensives : essentiellement maïs et soja.

Sur les coteaux, où l'irrigation n'est pas possible en l'absence de ressource en eau, les cultures sèches sont conduites en système intensif avec des rotations courtes sur 2 ou 3 ans le plus souvent. Les cultures associées sont le blé tendre, blé dur, colza d'hiver, tournesol et de façon secondaire l'orge et le sorgho.

Ainsi le traitement d'une série temporelle d'images satellitaires Landsat 5-TM (2009) nous a permis d'obtenir la répartition de l'occupation du sol en 2009 sur le grand BV de la Save (1150 km²) (*Figure 4-07 au Chapitre 4*). Elle montre clairement une coupure du BV en 2 zones : amont avec prédominance des prairies, forêts et cultures sur les plateaux (*Figure 2-11a*) ; aval avec une agriculture intensive : large prédominance du blé et tournesol en coteaux. Les surfaces estimées par la télédétection indiquent la répartition suivante par rapport à la surface totale : 29% en prairies et jachères ; 26% en céréales paille (blé, orge, avoine) ; 21% en maïs et soja ; 10% en tournesol et sorgho ; 3,5% en colza, pois ; 9% de forêts et 1,5% divers (eau, urbain...) (*Figure 2-11b*).

Sur le BV expérimental d'*Auradé*, à l'aval du BV *Save* où l'agriculture est intensive (*Figure 2-05*), pour la même année 2009, le blé occupe 59,5% de la surface (dont 51,3% de blé dur qui nécessite une fertilisation azotée supérieure au blé tendre) ; le tournesol 35,8% et diverses cultures : 4,7%.

La rotation est ici essentiellement binaire (*Figure 3-10 au Chapitre 3*). La superficie du BVE est de 320 ha, et suivant les années il comprend de 85 à 90 parcelles agricoles, redécoupées suivant les cultures. Les mesures d'éco-conditionnalité pour bénéficier des aides de la PAC imposent une protection des cours d'eau par bandes enherbées que l'on trouve désormais dans le paysage. De même une ripisylve plus ou moins importante borde les rivières gasconnes (*Figure 2-11c*).



(a) Paysages de l'amont du BV Save : forêts, landes, pâturages (Photos Macary, F., 2010)



(b) Partie centrale et aval du Bassin de la Save : agriculture intensive (Photos Macary, F., 2010)



(c) Bandes enherbées et ripisylves sur le Bassin expérimental d'*Auradé* (Photos Macary, F., 2010)

Figure 2-11. Paysages du bassin versant de *la Save*

❑ La présence d'une association d'agriculteurs, active depuis 20 ans dans le BV de la *Boulouze*

Dans les années 1980 un suivi de la qualité des eaux avait été mis en place par le laboratoire des établissements Azote France à *Toulouse* (AZF), aujourd'hui société Grande Paroisse (GPN-TOTAL) afin de suivre notamment les évolutions des concentrations en nitrates dans le ruisseau du Montoussé, et de pouvoir ainsi adapter les conseils de fertilisation pour les agriculteurs en grandes cultures. En 1992, des agriculteurs de la commune d'Auradé ont souhaité profiter de ce suivi pour mettre en place des pratiques adaptées plus respectueuses de l'environnement, notamment de la qualité des eaux de surface, telles que les démarches de raisonnement de la fertilisation azotée et la mise en place dès le début des années 1990 de bandes enherbées le long des petits cours d'eau. Ils ont ainsi créé l'Association des Agriculteurs d'Auradé (AAA) qui groupe actuellement 32 exploitations agricoles désireuses de travailler ensemble à l'amélioration des performances agro-environnementales. L'association travaille à deux échelles différentes :

- au niveau du BV expérimental de 320 ha à *Auradé*, sur lequel nous avons conduit nos travaux,
- au niveau d'un espace de 2500 ha, lequel représente l'ensemble des parcelles des agriculteurs qui en cultivent au moins une sur la commune d'Auradé.

Le rôle de l'AAA est d'aider les agriculteurs dans le raisonnement de la fertilisation de leurs cultures mais aussi dans les pratiques phytosanitaires. Elle accompagne également les agriculteurs qui s'engagent dans des démarches environnementales telles que les Mesures Agro-environnementales Territorialisées (MAET) et les Plan végétaux pour l'environnement (PVE) : par exemple depuis 2008, ils se sont engagés dans une MAET de réduction de l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT)⁴⁶ de 20 %. Elle enregistre tous les ans les pratiques de ses adhérents pour permettre le suivi de la qualité de l'eau du Bassin-versant. Des actions agro-environnementales sont mises en place sur le territoire.

L'AAA porte également le Plan d'Action Territorialisé (PAT) *Boulouze Save Lisloise* amont, qui a débuté en 2008 pour 5 ans. Il a pour but de protéger la qualité des eaux de la *Save*, notamment par rapport aux produits phytosanitaires (PPh). En effet, les eaux de la *Save* sont pompées et traitées à la station de *l'Isle Jourdain*, située à quelques kilomètres d'Auradé, aux abords de l'agglomération toulousaine. Cette station alimente une population d'environ 20 000 habitants. Le PAT couvre 21 communes dans le BV de la *Boulouze* élargi au BV dont les eaux de surface s'écoulent vers le captage, soit globalement 10.000 ha. Environ 150 exploitations sont présentes sur ce territoire. Les surfaces agricoles sont constituées essentiellement de céréales et oléo protéagineux (75 %). Les différentes actions relatives à l'adaptation des pratiques agricoles menées sur le territoire concernent :

- la formation des agriculteurs au raisonnement des pratiques phytosanitaires,
- le contrôle du réglage des pulvérisateurs et les conditions d'application de PPh,
- l'évaluation des risques d'érosion et l'adaptation des pratiques correctives dans les bassins versants prioritaires,
- l'évaluation du rôle des zones tampons dans le ralentissement de l'érosion et la diminution des pollutions phytosanitaires.

Des actions sont mises en place aussi pour les zones non agricoles (PPh utilisés par les collectivités, pour l'entretien des parties urbaines et des voiries, ainsi que dans les jardins de particuliers).

⁴⁶ **Indice de Fréquence de Traitement (IFT)** est l'indicateur choisi par le ministère français en charge de l'agriculture pour suivre la réduction des produits phytosanitaires (Plan Ecophyto). Il comptabilise le nombre de doses homologuées utilisées par hectare et par campagne. Il peut être calculé à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation et selon le type de produit phytosanitaire (herbicide et hors herbicide).

❑ Les pratiques de fertilisation azotée et les rendements des cultures

De façon générale, les pratiques de fertilisations des agriculteurs de l'AAA sont très comparables avec celles de l'ensemble de la région *Midi-Pyrénées*, pour des rendements culturaux quasi identiques. Les résultats importants de cette comparaison traduisent le fait que nous pouvons appliquer des valeurs moyennes recueillies localement, à la zone des *Coteaux de Gascogne*.

Des enquêtes complémentaires sont nécessaires dans les secteurs où les pratiques et les conditions notamment pédo-climatiques sont différentes. Les indications ci-après indiquent une fourchette de valeurs pour les rendements et la fertilisation azotée pratiquée au sein de l'AAA, suivant les années de production (*Annexe 22*) :

- Blé dur : La majorité des agriculteurs apportent une dose d'azote comprise entre 175 et 200 unités, pour un rendement moyen qui s'étale de 40 à 55 q/ha en fonction des années.

- Blé tendre : La majorité des agriculteurs apportent une dose d'azote comprise entre 150 et 175 unités pour un rendement moyen de 50 à 65 q/ha.

- Blé améliorant : La fertilisation du blé améliorant est inférieure pour l'association à celle pratiquée dans la région *Midi-Pyrénées*. Elle se situe aux alentours de 180 unités d'azote pour un rendement moyen de 48 à 60 q/ha.

- Tournesol : La fertilisation du tournesol est très variable, elle peut aller de 0 à 60 unités d'azote selon les agriculteurs. Le rendement varie de 17 à 25 q/ha.

- Colza : La fertilisation du colza est sensiblement supérieure dans l'association à celle pratiquée en MP. Elle varie de 160 à 175 unités d'azote pour un rendement de 25 à 35 q/ha.

Nous avons comparé les pratiques de fertilisation des agriculteurs de l'AAA, voire celles sur les *Coteaux de Gascogne* en conditions de production similaire, avec celles de la région *Midi-Pyrénées* (M.P.) pour l'année culturale 2006/2007, (car données disponibles en M.P.), dont les rendements en blé et colza sont inférieurs d'environ 15% à la moyenne annuelle (*Tableau 2-03*).

Tableau 2-03. Apports moyens en N et rendements moyens (q/ha) de l'Association des Agriculteurs d'Auradé (AAA) et de la région *Midi-Pyrénées* (Mi-Py).

(Irstea- UR ADBX-Bernert, d'après AAA et Chambre Régionale Agriculture Mi-Py.)

	Blé tendre		Blé T. améliorant		Blé dur		Colza		Tournesol	
	AAA	MP	AAA	MP	AAA	MP	AAA	MP	AAA	MP
Rendement q/ha	55	52	52	50	42	42	26	26	23	23
Unités N /ha	169	161	178	189	182	181	166	160	40	48

❑ Les pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires

Pour caractériser les pratiques phytosanitaires sur le bassin-versant, nous avons utilisé l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT). La *Figure 2-08* permet de comparer les pratiques sur le BVE d'Auradé (320 ha), aux pratiques du territoire de l'AAA (2500 ha) et à celles de la région *Midi-Pyrénées*.

Pour l'ensemble des cultures, l'IFT sur le BVE d'Auradé est inférieur aux moyennes observées sur le territoire de l'ensemble des agriculteurs de l'association AAA. Il est également inférieur aux moyennes régionales. Il apparaît alors que l'action de sensibilisation aux pratiques menée par l'AAA semble assez efficace. L'utilisation de PPh est nettement plus faible pour le Tournesol. Pour les trois cultures présentées, les agriculteurs de l'AAA appliquent en général un traitement herbicide. Les traitements hors herbicides correspondent à un ou deux traitements fongiques sur le blé.

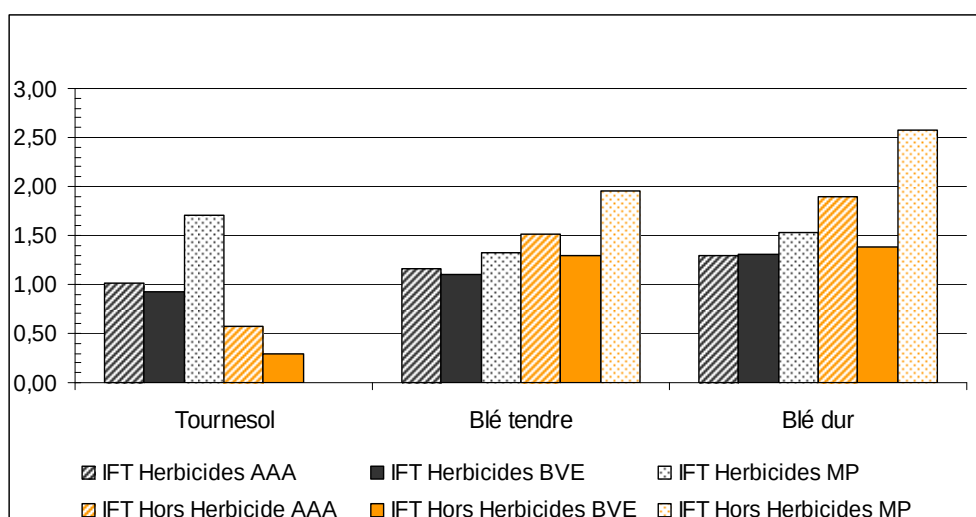


Figure 2-12 : Comparaison des pratiques phytosanitaires (Indice de Fréquence de Traitement : IFT) dans l'AAA et sur le BVE d'Auradé (en 2008-2009) avec celles de la région *Midi-Pyrénées* (IFT Mi-Py 2008)

(Irstea- UR ADBX-Bernert, d'après données AAA et Agreste *Midi-Pyrénées*)

L'utilisation des PPH est raisonnée sur l'ensemble du BVE. D'après les enquêtes de terrain, les molécules herbicides les plus utilisées sur céréales appartiennent principalement à la famille des *Sulfonylurées très solubles dans l'eau* (alors que pour le Tournesol, l'*Aclonifen* est peu soluble). Les fongicides utilisés sont en majorité de la famille des *Triazoles* et des *Strobilurines*. Ils sont pratiquement insolubles dans l'eau. Mais leur usage en application sur feuillages induit un lessivage moindre que celui des herbicides au sol et de ce fait leur détection est plus faible dans les eaux.

2.2.2.4 Flux de contaminants vers les cours d'eau

Le régime hydrologique des cours d'eau sur les *Coteaux de Gascogne* est principalement pluvial, c'est à dire régulé par les pluies, avec un débit maximum en mai et une période d'étiage durant l'été (juillet à septembre). Les rivières sont essentiellement alimentées par les écoulements de surface et hypodermiques. Les eaux souterraines sont limitées aux nappes phréatiques alluvio-colluviales. Sur la rivière *Save*, le débit moyen annuel est de 6 m³/s ; le débit de crue bi-annuelle est de 69 m³/s. ; celui d'étiage est de 1,3 m³/s auquel se rajoute 2 m³/s en provenance de la *Neste d'Aure* par le canal d'étiage.

□ Mesures des concentrations en Nitrates

La société Grande Paroisse (GPN-TOTAL, précédemment AZF) avait instrumenté le ruisseau du Montoussé, plus précisément à l'exutoire du BVE d'Auradé (320 ha) en 1985 afin de suivre l'impact des fertilisants azotés sur la qualité de l'eau en surface. Un suivi des débits journaliers et des concentrations en nitrates a été assuré jusqu'en 2004. L'Association des Agriculteurs d'Auradé créée en 1992 a depuis lors pris en charge la collecte des données agricoles (assolement, fertilisants et itinéraires techniques) et depuis 2004 les traitements phytosanitaires.

Depuis 2005, le laboratoire EcoLab (INPT-ENSAT et CNRS à *Toulouse*) a pris en charge le suivi de ce site avec un suivi des précipitations, des débits et des concentrations en nitrates (en partenariat avec GPN-TOTAL jusqu'en 2010.) Depuis 2011, les suivis et les observations effectuées sur ce Bassin par EcoLab, font partie du Réseau des Bassins Versants (RBV) qui est un SOERE (Systèmes d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement) labellisé par AllEnvi (Alliance française de la recherche pour l'environnement).

La Figure 2-13 illustre les mesures des hauteurs d'eau et des concentrations en nitrates de 1985 à 2006.

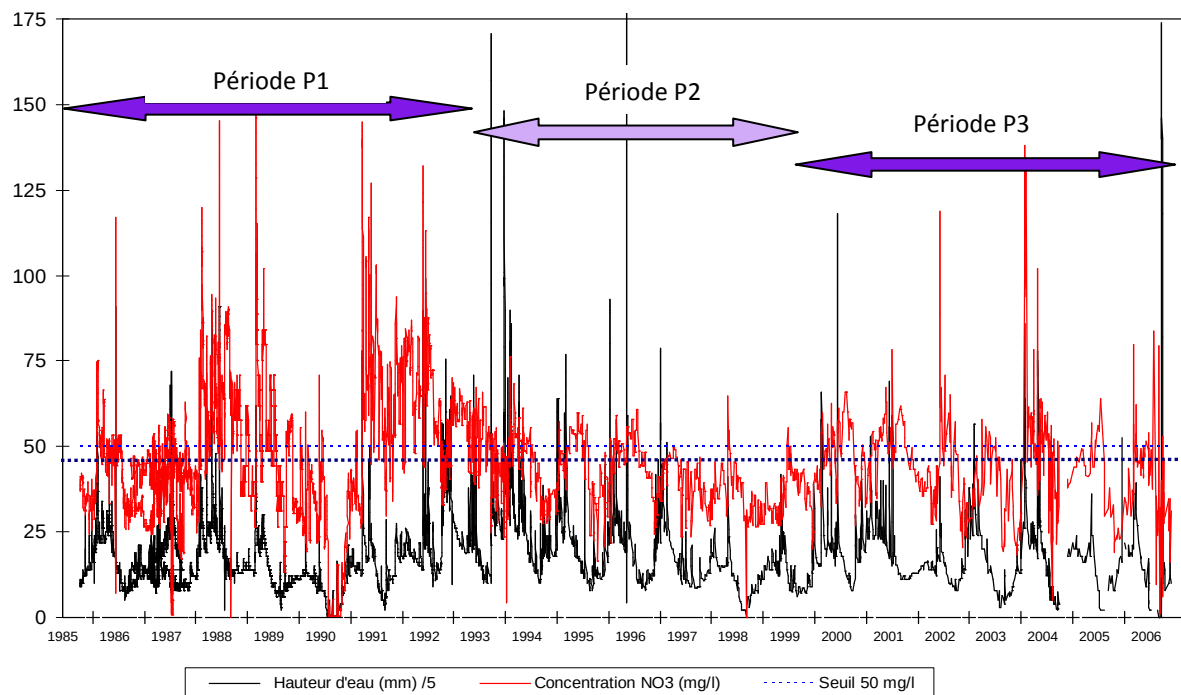


Figure 2-13. Mesures de concentrations en nitrates sur le BVE d'Auradé de 1985 à 2006 (les périodes P1, P2, P3 sont explicitées dans le texte)

(Ferrant, 2009, d'après les mesures effectuées par Grande Paroisse et EcoLab)

De 1986 à 2004, la valeur moyenne des précipitations s'établit à 656 mm /an, celle des températures moyennes à 14,5°C. La concentration moyenne en nitrates sur cette période est de 49 mg/L (Ferrant *et al.*, 2011). En fait la courbe de concentration en nitrate permet de mettre en évidence trois périodes liées étroitement aux pratiques agricoles :

- De 1985 à 1992 (période P1): les valeurs sont nettement plus élevées ; cela correspond à la période d'agriculture intensive. Dans ses études conduites sur le BVE d'Auradé, Paegelow (1991) soulignait que les expérimentations effectuées avaient permis de démontrer qu'un aménagement agro-paysager valorisant les sites à tendances naturelles hydromorphes, exerce un contrôle efficace sur la dynamique de l'azote nitrique. Les éléments paysagers traditionnels tels que prairies et haies, mais aussi rideaux d'arbres ou talus arbustifs sur les berges sont des pièges naturels pour l'azote et leur préservation, constitue un atout sérieux pour lutter contre les effets indésirables des excès de la fertilisation azotée.
- De 1993 à 2000 (période P2): la tendance générale de la courbe nitrates est décroissante ; cela correspond à la période d'implantation des bandes enherbées et de rideaux d'arbres ou talus arbustifs sur les berges du Montoussé, après la création de l'AAA en 1992. On peut dès lors supposer un effet positif de ces dispositifs environnementaux (Paegelow, 1991), tout en ne pouvant en déterminer les limites par rapport aux réductions de doses d'apports. De plus, 1992 est également l'année de la nouvelle orientation des politiques publiques (réforme majeure de la PAC) avec notamment l'alignement des subventions agricoles d'équilibre des prix à la surface de production et non plus comme précédemment aux quantités produites. Cela a eu pour conséquence une réduction des intrants notamment azotés par les agriculteurs, ne ressentant plus alors la nécessité d'atteindre les rendements cultureux maximum.
- Après 2000 (période P3): la tendance semble traduire une valeur moyenne quasi constante mais à un niveau moyen sensiblement supérieur à celui de la période 1993-2000. Entre 2006 et 2008, la valeur moyenne établie suite aux mesures d'EcoLab, sur la période est de 40 mg/l (Ferrant, 2009). Des mesures hebdomadaires que nous avons effectuées au printemps et début d'été 2005 (mars-juin), de façon ponctuelle sur douze points de prélèvements (Lavie, 2005)

montraient également, malgré une période sèche, une concentration moyenne à l'exutoire du BVE d'*Auradé* de 43 mg/l et 52 mg/l dans un ruisseau voisin. On peut imaginer qu'en l'absence des dispositifs paysagers mis en place 20 ans plus tôt, même si certaines bandes enherbées sont actuellement vieillissantes, les concentrations seraient à un niveau probablement supérieur. On peut émettre l'hypothèse que cette élévation des concentrations tient à une reprise des niveaux de fertilisations en vue d'une optimisation des rendements, car contrairement aux prévisions de la PAC qui voyait un alignement des prix agricoles européens sur les cours mondiaux, cela n'a pas eu lieu. La forte demande alimentaire au niveau mondial a incité les agriculteurs à intensifier de nouveau leurs productions.

Le cours d'eau d'ordre 2 (celui de *La Boulouze*) qui collecte ces ruisseaux présentait à son exutoire des valeurs oscillant de 20 à 35 mg/l et la rivière *Save* réalimentée par *la Neste* avec un niveau de dilution assez important, des valeurs de 12 à 20 mg/l à cette période. Ces dernières valeurs de concentrations soulignent le problème de la détermination des zones vulnérables aux nitrates par les pouvoirs publics. En effet, les valeurs de référence retenues proviennent de mesures ponctuelles effectuées par les services publics de la gestion de la qualité des eaux, dans les rivières principales. Or, il apparaît clairement ici que si la dilution dans ces rivières permet d'atteindre des valeurs nettement inférieures au seuil français de potabilisation de 50 mg/l, cela n'est d'ailleurs pas souvent le cas pour la norme européenne de recommandation fixée à 25 mg/l et appliquée par les pays du nord de l'Europe. On peut également souligner qu'aux USA et au *Canada*, cette norme en vue de la potabilité des eaux est de 45 mg/l (*Self et Waskom, 2008*).

Cependant, *en France*, le problème reste posé dans les bassins versants élémentaires où les valeurs relevées frôlent, voire dépassent, lors des pics, le seuil de 50 mg/l.

❑ Mesures des concentrations des produits phytosanitaires (PPh)

Sur les *Coteaux de Gascogne*, suite au Grenelle de l'environnement, les partenaires territoriaux ont mis en place trois Plans d'Actions territoriaux (PAT), parmi les 25 du bassin *Adour-Garonne* (*Annexe 23*), dont celui de la "*Boulouze-Save Lisloise amont*" évoqué au § 2.2.2.3. Sur ce PAT, au coeur de notre zone d'étude, la qualité des eaux est contrôlée en partenariat avec l'Agence Régionale de Santé et Agence de l'Eau *Adour Garonne*, le Conseil Général du *Gers*, la ville de l'*Isle-Jourdain*, par un dispositif de mesure en six points (*Annexe 24*). Ces mesures ont permis de connaître les principales molécules les plus retrouvées dans les eaux de surface sur les *Coteaux de Gascogne* (*Tableaux 2-04 et 2-05*).

Deux autres PAT ont été mis en place sur les coteaux de Gascogne : le PAT "*Gers amont*" situé dans la partie amont de la rivière *Gers* ; il a pour objet la protection de la station de pompage des eaux brutes de la ville d'*Auch* dans une zone de production intensive de maïs. Un troisième PAT est situé dans le BV de la *Gimone*, rivière voisine de la *Save*. Il présente également des mesures de protection à l'égard des PPh, pour un captage prioritaire dans la liste du Grenelle de l'environnement. Les résultats obtenus dans le BV *Save*, plus particulièrement sur notre zone d'étude montrent que les molécules les plus retrouvées dans les eaux de surface sont des herbicides hydrosolubles, particulièrement ceux utilisés sur cultures estivales (maïs, sorgho, tournesol, soja). Leur transport par ruissellement de surface joue un rôle essentiel. La part des détections > 0,1 µg/L est suffisamment importante pour justifier la mise en œuvre de ce PAT, afin de stopper cette évolution, voire la faire régresser.

Les tableaux 2-04 et 2-05 présentent les principaux résultats obtenus sur la détection des molécules phytosanitaires dans le cadre du PAT "*Save-Boulouze*" sur quatre campagnes agricoles.

Tableau 2-04. Principaux résultats des analyses de produits phytosanitaires dans le Plan d'Action Territorial "Save-Boulouze" pour 4 campagnes agricoles
(d'après Association Agriculteurs Auradé, 2012)

Année	Résultats principaux
2009	39 molécules trouvées sur 115 recherchées, dont 7 retirées du marché : l'atrazine, le carbaryl, le carbendazime, le carbofuran, la diméthénamide, le diuron, le glufosinate. 85% sont des herbicides dont essentiellement le déséthylatrazine (métabolite de l'atrazine, herbicide du maïs et sorgho, interdit depuis 2003) et s-métholachlore (herbicide pour cultures estivales). Le glyphosate a été détecté à des concentrations élevées en aval de L'Isle-Jourdain. Tous les points de prélèvement ont été classés en qualité passable en 2009, notamment à cause du diuron en aval de L'Isle Jourdain, de la carbendazime et du carbofuran.
2010	24 molécules retrouvées sur les 115 recherchées, 75 % d'herbicides, dont essentiellement le déséthylatrazine et le s-métholachlore. Le glyphosate a été détecté sur 3 points. Aucune détection > 2 µg/L (norme eau brute).
2011	22 molécules retrouvées sur les 76 recherchées, 77 % d'herbicides, 5 fongicides. Le s-métholachlore est la molécule la plus retrouvée. 10 détections à une concentration supérieure à 0,2 µg/L
2012	17 molécules retrouvées sur les 76 recherchées, 76 % d'herbicides. Le s-métholachlore est la molécule la plus retrouvée. L'AMPA (métabolite du Glyphosate) a été retrouvé 13 fois. Aucune détection > 2 µg/L.

Tableau 2-05. Détections des molécules par rapport aux seuils limites règlementaires dans le Plan d'Action Territorial "Save-Boulouze" pour 4 campagnes agricoles
(d'après Association Agriculteurs Auradé, 2012)

Année	Nb Prélèvements	Nb fois où molécules sont détectées	Nb molécules différentes détectées	Détections > 0,1 µg/L	Détections > 2 µg/L	Cumuls concentrations > 0,5 µg/L
2009	65	357	39	32 %	2 %	28 %
2010	60	171	24	27 %	0 %	13 %
2011	42	91	22	16 %	10 %	10 %
2012	30	86	17	47%	0 %	30 %

Les mêmes conclusions ont été avancées par *Taghavi (2010)* sur des travaux portant également sur les transferts de PPh sur le BV *Save* et notamment en effectuant une analyse des molécules prélevées dans les eaux de surface à l'aval du BV *Save* et à l'exutoire du BVE du *Montoussé* durant deux campagnes : 2007/2008 et 2008/2009. Il ressort de ces travaux que la majorité des composés sont détectés au cours des phénomènes de ruissellement pluvial. Les concentrations moyennes de certains herbicides ont dépassé la limite de 0,1 µg/L sans pour autant atteindre celle de 2 µg/L à l'aval de la *Save*. C'est notamment le cas pour le chlortoluron (utilisé sur blé d'hiver), l'isoproturon (blé hiver), le linuron (maïs, sorgho, tournesol), le métolachlore (maïs), l'acélonifén (tournesol); ainsi qu'un fongicide : le tébuconazole (céréales). A l'exutoire du BVE *Montoussé*, ces mêmes molécules notamment les herbicides sur blé ont des concentrations identiques, voire supérieures.

Le *Tableau 2-06* récapitule ces valeurs mesurées.

Tableau 2-06. Molécules présentant les concentrations les plus élevées
(d'après Taghavi, 2010)

[en µg/l]	BV aval de la Save		BVE du Montoussé	
	[maximum]	[moyenne]	[maximum]	[moyenne]
Chlorotoluron (H)	1,97	0,39	1,32	0,36
Isoproturon (H)	1,16	0,14	0,76	0,30
Linuron (H)	1,65	0,27	1,38	0,22
s-Métolachlore (H)	0,95	0,20	0,35	0,08
Aclonifen (H)	1,34	0,14	1,52	0,14
Tébuconazole (F)	0,78	0,26	0,33	0,02

Taghavi (2010) a montré dans ses travaux qu'il existe une relation positive dans les eaux de rivière entre les MES, le Carbone Organique Dissous, les PPh, les concentrations et les rejets de ruissellement de surface ou en subsurface en fonction des propriétés des pesticides. De plus, 60 à 90% des molécules sont transportées pendant les périodes de crues.

Cela signifie qu'une attention particulière doit être accordée aux facteurs de risque concernant le transfert de ces molécules phytosanitaires dans les eaux de surface par voie de ruissellement.

2.3 Choix des critères et des méthodes pour l'évaluation spatiale des risques agro-environnementaux

2.3.1 Choix des critères de l'évaluation des risques

Les différents facteurs intervenant dans les transferts de contaminants d'origine agricole vers les hydrosystèmes ont été décrits dans le *Chapitre 1- Etat des connaissances*, ainsi que la démarche de la détermination des risques agro-environnementaux. Ces facteurs déterminants sont liés aux processus de ruissellement, d'érosion hydrique, d'infiltration en subsurface et de mobilisation des matières azotées et de produits phytosanitaires. Il importe également de tenir compte des aménagements anthropiques : zones tampons, zones enherbées, zones boisées, notamment en bord de cours d'eau. Quelle que soit la méthode retenue d'évaluation des risques, aux différents niveaux d'organisation spatiale, elle se fonde sur le croisement entre les facteurs liés au milieu physique (traduisant la vulnérabilité des eaux de surface aux transferts de contaminants) et des facteurs d'origine anthropique définissant une pression.

La *Figure 2-14* en présente une synthèse.

La notion de *critère* (éthymologiquement du grec *krinein* : juger) est définie de manière générique dans le *Petit Larousse* par "*un caractère, un principe qui permet de distinguer une chose d'une autre, d'émettre un jugement, une estimation*". Dans les concepts de l'analyse multicritère pour l'aide à la décision, en recherche opérationnelle : "*un critère est un facteur de jugement sur la base duquel on mesure et on évalue une action. Il diffère de la notion de variable dans la mesure où un critère est relié aux préférences du décideur alors qu'une variable ne l'est pas nécessairement*" (Laaribi, 2000).

Une *contrainte* est un facteur qui permet de circonscrire et de limiter les actions prises en considération (par exemple : les terres cultivables mécaniquement sont situées sur des versants dont les pentes sont inférieures à 10%).

Il ressort de ces définitions que dans l'analyse des risques agro-environnementaux, chaque facteur déterminant est préalablement discuté avant de l'intégrer dans le modèle correspondant. Il ne s'agit pas de simples variables descriptives, mais d'éléments qui peuvent être présentés, discutés et appréciés séparément, dans un objectif de recherche opérationnelle en aide à la décision. De ce fait, dans les *Chapitres 3* et *4* dédiés aux développements méthodologiques et à la détermination des risques environnementaux, nous parlerons de *critères* qui peuvent aussi conduire à la notion d'indicateurs, dès lors qu'ils peuvent déjà représenter l'expression d'un résultat, par exemple la pression anthropique spatialisée concernant les apports de fertilisants, ou de phytosanitaires : la quantité d'azote / ha ou l'Indice de Fréquence de Traitement sont des indicateurs du critère pression anthropique intégrés dans un modèle d'évaluation environnementale.

La *Figure 2-14* présente un schéma synthétique des facteurs déterminants du risque de contamination des eaux de surface, et quelques variables associées, que nous avons considérés dans nos approches de modélisation environnementale.

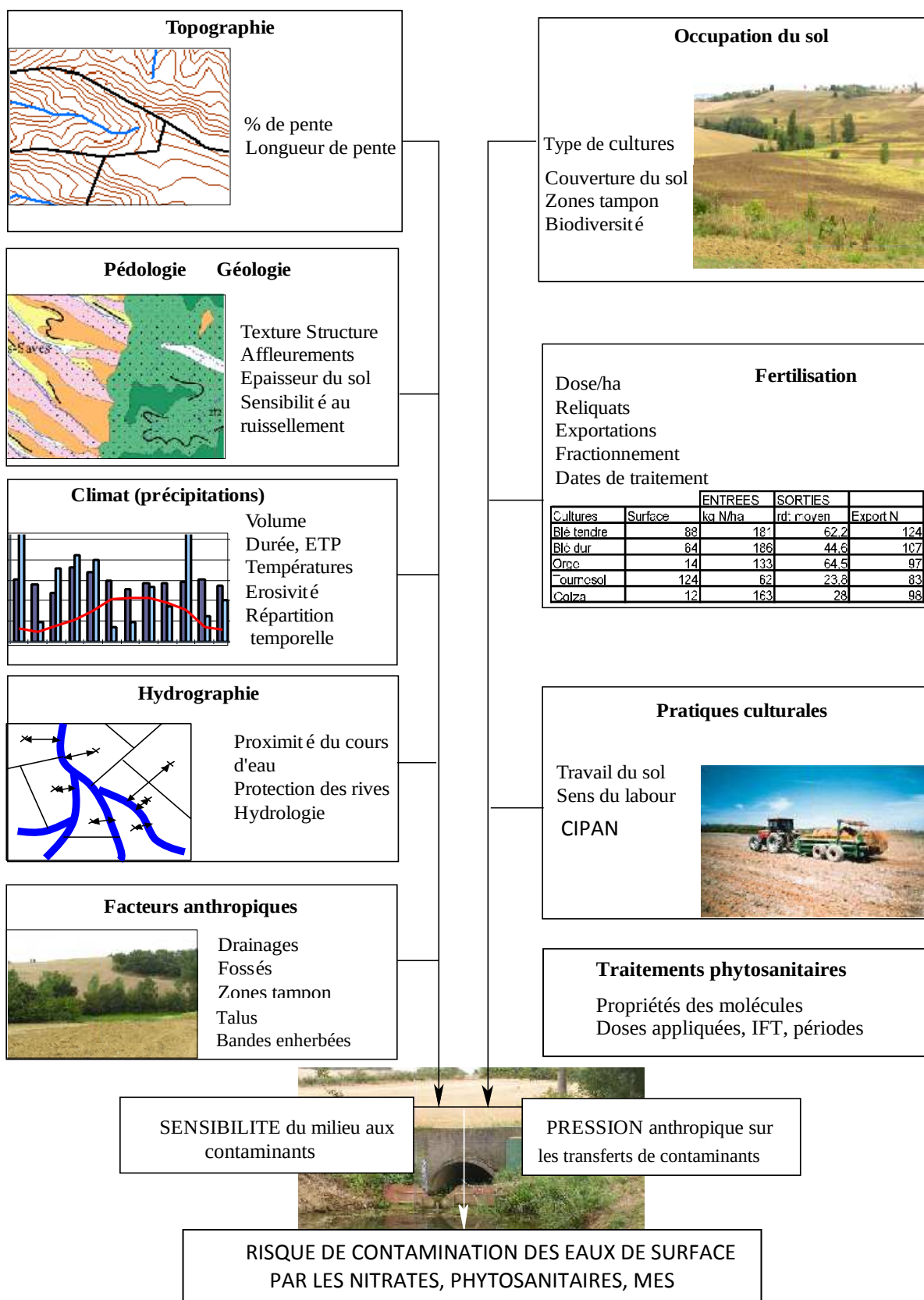


Figure 2-14. Schéma synthétique des facteurs déterminants du risque de contamination des eaux de surface, et quelques variables associées

(modifié d'après Lavie, 2005)

2.3.2 Choix des méthodes et outils d'analyse

Notre problématique d'évaluation environnementale, axée notamment sur les risques, concerne à la fois plusieurs types de contaminants et plusieurs niveaux d'échelle spatiale pour des enjeux de la qualité physico-chimique (potabilité) et biologique (ressource halieutique) des eaux de surface :

- contamination des eaux de surface par des matières azotées et des produits phytosanitaires, voire MES en excès, avec conséquences néfastes au niveau des stations de pompage des eaux brutes pour la potabilité,
- augmentation excessive de la charge en MES pour la qualité biologique des eaux de surface, car elles entraînent un colmatage de frayères dans les cours d'eau poissonneux tels ceux du bassin de *l'Oir en Basse Normandie*.

Certains critères sont de nature purement qualitative, par exemple l'état d'un talus à l'aval d'une parcelle, la qualité fonctionnelle d'une bande enherbée en bord de cours d'eau ou la qualité du boisement d'une ripisylve. L'évaluation environnementale implique de tenir compte de ces éléments et ce d'autant plus que leur présence dans le paysage est d'origine anthropique (par les agriculteurs le plus souvent). Les modèles hydrologiques de type mécanistes, déterministes, dynamiques (§ 1.7.2.1) ne peuvent intégrer que des variables quantitatives, et de ce fait cela ne correspond pas à nos attentes. De plus, il n'est pas possible de modéliser les préférences des décideurs (exemple : choix des priorités d'action suivant les parcelles), contrairement à des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère, conçues pour intégrer des critères de nature quantitative et qualitative, dans une logique d'aide à la décision. Notre objectif n'est pas de fournir des valeurs de flux de contaminants pour chaque OSR considéré, mais d'évaluer un gradient de risque de contamination des eaux de surface dans un espace considéré. Les résultats obtenus servent ici essentiellement l'aide à la décision des acteurs de terrain : agriculteurs et leurs conseillers ou par exemple les techniciens de rivière (ex des *BV sur l'Oir*) pour décider des priorités dans la gestion des travaux de protection des berges de cours d'eau.

A l'échelle de petits bassins versants élémentaires, nous avons choisi des modèles multicritères d'aide à la décision de type ELECTRE, que nous avons combinés à un SIG. Le choix de cette famille de modèles tient à leur capacité à modéliser des préférences dont les données mobilisables présentent parfois un niveau d'imprécision (c'est le cas en environnement) et à accepter l'incomparabilité des alternatives (*Chapitre 1, § 1.7.3*) grâce notamment à l'usage des différents types de seuils (*Chapitre 3, § 3.1.3*). Pour les bassins de l'Oir, nous avons d'abord utilisé la méthode ELECTRE III (procédure de classement des parcelles entre elles suivant leur niveau de risque, avec pondération des critères) puis nous avons testé et contribué à finaliser le modèle ELECTRE TRI-C (procédure de rangement des parcelles dans les catégories de risque prédéfinies), en partenariat avec Roy et ses collaborateurs au laboratoire LAMSADE de l'Université Paris Dauphine. Ces travaux confirment l'intérêt de ce modèle pour les problématiques de risques agro-environnementaux, voire le cas échéant en combinaison avec d'autres méthodes et modèles. Nous avons ainsi utilisé successivement les méthodes ELECTRE TRI-C puis ELECTRE III afin d'optimiser l'affectation de parcelles agricoles en cinq classes de risque prédéfinies (*Macary et al., 2010*). Ces travaux ont porté sur les petits *BV des Violettes et du Moulinet* en Normandie et sur le BVE d'Auradé (*Coteaux de Gascogne*) dont l'approche est très comparable et la surface également (225, 450, 320 ha). La méthodologie et les résultats sont explicités dans le *Chapitre 3*.

Parallèlement à cette approche à un niveau géographique très fin (2 à 5 km²), se pose la question de l'évaluation environnementale sur des vastes espaces de plusieurs centaines, voire milliers de kilomètres carrés. Elle concerne l'observation des risques à différents niveaux d'organisation spatiale en vue de l'aide à la décision, dans la programmation des priorités de zonages d'intervention (MAET par exemple), pour l'application des bonnes pratiques agricoles et environnementales par les gestionnaires publics des services déconcentrés des ministères en charge de l'agriculture et de

l'environnement, ainsi que des agences de l'eau et des collectivités territoriales. Nous devons ici intégrer la problématique du changement d'échelle : l'approche est purement spatiale, car elle dépasse les limites de mise en œuvre des méthodes multicritères précédemment évoquées. L'objectif est d'aboutir à une méthode et à des résultats facilement utilisables par les gestionnaires.

La restitution du gradient des risques doit être faite suivant des formats vecteurs correspondant à des limites de bassins versants, de façon à pouvoir agréger les indices de risque (calculés à l'échelle de l'Objet Spatial de Référence) à différents niveaux d'organisation (bassins versants emboîtés), nécessaire aux gestionnaires publics. Nous avons alors opté pour une modélisation spatiale de type cognitive, en implémentant les critères retenus dans un SIG, combiné avec un traitement d'images satellitales de façon à pouvoir déterminer l'occupation du sol sur un espace à enjeux de plusieurs milliers de km². Ainsi, ce modèle spatial s'appuie sur un Système d'Information à Référence Spatiale (SIRS)*. L'OSR est le pixel de l'image satellitale (30m x 30m avec Landsat 5-TM que nous avons choisie). Nous avons retenu la *méthode linéaire* pour agréger les pixels, en utilisant la *moyenne pondérée* des indices de risque par rapport à la surface du bassin considéré (§ 1.6.4.3).

Nous avons cherché à affiner le paramétrage de chaque indicateur de base (facteur explicatif) constitutif du modèle spatial mis en œuvre à l'échelle des *Coteaux de Gascogne*, en utilisant le paramétrage du modèle multicritère ELECTRE TRI-C, implémenté sur le bassin versant expérimental d'Auradé. Nous avons également souhaité optimiser la prise en compte de certains processus tels que les épisodes de crues, dont les conséquences sont majeures, notamment pour le transfert des molécules de produits phytosanitaires (Taghavi et al., 2011). La méthodologie et les résultats sont explicités dans le *Chapitre 4*.

Nous avons enfin souhaité confronter les résultats des gradients de risque obtenus avec des *mesures d'état de la qualité des eaux de surface* et des *indicateurs biologiques (diatomées)*, provenant de sites d'échantillonnage répartis sur l'espace des *Coteaux de Gascogne*. Les diatomées sont des algues brunes siliceuses unicellulaires vivant à la surface du substrat ou d'autres végétaux immergés. Elles sont considérées comme les algues les plus sensibles aux conditions environnementales. De ce fait, dans les territoires essentiellement ruraux, elles représentent un bon indicateur biologique de la pollution provenant des activités agricoles sur les versants. L'IPS utilise toutes les espèces présentes de diatomées benthiques (263 espèces et variétés dans notre cas d'étude). Elles sont classées selon leur sensibilité à la pollution et selon la signification écologique des individus, contrairement à l'Indice Diatomique Générique ou IDG (Rumeau et Coste, 1988). L'IDG est de même formule mais son application est simplifiée, car la détermination systématique est limitée au niveau du genre (42 genres pris en compte) (Genin et al., 2003).

Ces données biologiques permettent de calculer un *Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS : Coste, in Cemagref, 1982 ; Prygiel et Coste, 1993)* qui prend en compte la totalité des espèces présentes dans les inventaires et repose sur leur abondance relative et leur sensibilité à la pollution. Il permet de donner une note à la qualité biologique de l'eau variant de 1 (eaux très polluées) à 20 (eaux pures) et ont une bonne corrélation avec la physico-chimie (instantanée et estivale) de l'eau. L'*Indice de Biodiversité de Shannon (Shannon and Weaver, 1949)*, qui est un indice permettant de mesurer la biodiversité, suivant la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

H' : indice de biodiversité de Shannon
i : une espèce du milieu d'étude

p_i : Proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu), qui se calcule de la façon suivante :

$p(i) = n_i/N$ Où n_i est le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total (les individus de toutes les espèces).

(Il est possible de choisir arbitrairement la base du logarithme et on trouve donc souvent dans la littérature scientifique log ou log de base 2 à la place de ln).

Conclusion du chapitre

Nous avons d'abord présenté les sites d'études que nous avons retenus, à différentes échelles spatiales, afin d'évaluer la performance environnementale des activités agricoles eu égard aux risques de contamination des eaux de surface, pour l'enjeu de leur potabilisation et celui du maintien, voire du rétablissement de leur qualité biologique pour la ressource halieutique.

Des bassins versants élémentaires de 2 à 5 km² permettent d'effectuer cette évaluation à l'échelle de la parcelle, niveau de la prise de décision par les acteurs locaux (agriculteurs et conseillers de terrain) : bassins de l'*Oir* en *Basse Normandie* où le colmatage de frayères (essentiellement pour des salmonidés) provient du transfert de matières particulaires depuis les versants cultivés et de l'altération des berges par le bétail ; bassin expérimental d'*Auradé* sur les *Coteaux de Gascogne* dans la zone de protection du captage des eaux d'une agglomération de 20.000 habitants, à 30 km de Toulouse, dont la qualité des eaux de surface dépend principalement de la concentration en nitrates et en produits phytosanitaires.

Les objectifs de protection des hydrosystèmes par les gestionnaires publics implique notamment la mise en œuvre de mesures agro-environnementales territorialisées qu'il importe de cibler au mieux sur les espaces à enjeux environnementaux, afin d'optimiser leur efficacité pour la protection de la ressource en eau. Nous avons alors choisi pour terrain d'étude, l'espace des *Coteaux de Gascogne*, qui s'étend sur plusieurs milliers de kilomètres carrés. Cela nécessite alors d'avoir recours à une autre méthodologie que celle développée à l'échelle des petits bassins.

Nous avons ensuite présenté les critères principaux que nous avons retenus en fonction du rôle majeur qu'ils jouent dans les transferts d'éléments physico-chimiques vers les eaux de surface. Ces critères traduisent l'état de la vulnérabilité des eaux de surface par rapport aux transferts de contaminants, la pression anthropique d'origine agricole dans les bassins versants, et les aménagements environnementaux qui permettent de limiter la contamination des eaux.

En conséquence, afin de satisfaire à cet objectif d'évaluation environnementale, et en complément des méthodes et modèles déjà existants, nous avons fait le choix d'implémenter des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère d'aide à la décision spatialisées, à l'échelle des petits bassins versants. La prise en compte des critères au niveau du parcellaire agricole est décrite en *Annexe 25*, en complément des éléments figurant dans les publications intégrées dans les *Chapitres 3 et 4*. A l'échelle de grands espaces à enjeux environnementaux (plusieurs milliers de km²) tel que celui des *Coteaux de Gascogne*, nous avons ensuite opté pour une modélisation spatiale cognitive des risques.

Chapitre 3

Évaluation des risques agro-environnementaux à l'échelle de bassins versants élémentaires

Le niveau d'observation des processus physiques et des pratiques agricoles et environnementales sur le terrain est celui de la parcelle agricole, sur laquelle sont appliquées les décisions des acteurs (agriculteurs et leurs conseillers). C'est également le niveau d'application des mesures agro-environnementales (MAE) soutenues par les pouvoirs publics. A l'échelle territoriale, le bassin versant élémentaire est le niveau d'évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les différents éléments physico-chimiques, à partir de la contribution des différentes parcelles.

Ce chapitre est consacré à l'évaluation des risques agro-environnementaux à l'échelle de petits bassins versants élémentaires, par l'application de méthodes d'analyse et de modélisation multicritère spatialisées, en prenant référence sur les processus physiques et les pratiques observées sur chaque parcelle agricole.

Nous présenterons d'abord un travail d'analyse effectué sur les deux bassins versants des Violettes et du Moulinet en Basse Normandie. Il s'agit de déterminer les parcelles et zones qui jouent un rôle dans l'émission et le transfert de matières particulières vers ces petits cours d'eau, affluents de l'Oir. La méthode d'analyse utilisée dans cette première approche a mobilisé une procédure de classement (ELECTRE III), combinée à un SIG, afin de pouvoir d'abord établir une typologie des parcelles agricoles suivant leur gradient de risque ; ensuite fournir des recommandations pour une aide à la décision destinée aux gestionnaires environnementaux afin de prioriser leurs mesures.

Nous aborderons ensuite l'évaluation des risques de transfert des produits phytosanitaires sur le Bassin versant d'Auradé dans les Coteaux de Gascogne, en utilisant une approche multicritère suivant une procédure de rangement (ELECTRE TRI-C) également combinée à un SIG. L'objectif est ici d'affecter chacune des parcelles dans l'une des cinq catégories de risque prédéfinies avant le déroulement du processus.

Ces travaux sont restitués sous forme d'articles scientifiques publiés dans la revue dédiée aux applications d'analyse et de modélisation multicritère d'aide à la décision "International Journal of Multicriteria Decision Making". Le premier a été publié à la suite d'une présentation aux 69^{èmes} journées du Groupe européen de travail en "Aide Multicritère à la Décision" à l'Université Libre de Bruxelles, en avril 2009. Le second article a été publié suite à sa présentation aux 73^{èmes} journées de ce Groupe de travail à l'Université P. Paoli de Corte, en avril 2011.

3.1 Risques de colmatage des frayères de salmonidés par les MES liées aux pratiques agricoles

Les travaux ayant permis la production de cet article scientifique ont été conduits dans le cadre de l'action de recherche structurante nationale INRA-Cemagref "AQUAE" (2001-2004) : "Bassin Versant et Qualité Biologique des cours d'eau. Effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et sur la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage", et du projet ANR ECOGER "PAPIER" (2006-2008) : "*Paysages Agricoles, Flux de Polluants, Impact Écologique en Rivière*", porté par le programme ECOGER (Écologie pour la Gestion des Écosystèmes et de leurs Ressources) du programme national ANR "ECCO" (Écosphère Continentale).

Ces deux projets avaient pour objectifs de fournir des éléments explicatifs de l'état écologique d'une rivière par l'activité agricole et l'aménagement du paysage, dans le bassin versant qui l'alimente, en vue de proposer des mesures concrètes aux acteurs locaux pour réduire ces flux.

Notre question de recherche principale (UR ADBX) portait sur l'évaluation de la contribution de l'agriculture aux transferts de particules dans les cours d'eau (dont la conséquence est un colmatage de frayères de salmonidés), en vue d'un approfondissement de la connaissance du rôle du paysage sur les flux d'eau. Ces travaux ont fait l'objet de mémoires de fin d'études d'agronomes et de géographes (Berville, 2002 ; Paulais, 2003 ; Cattaneo, 2006 ; Auroux, 2008 ; Dumas, 2009) ; d'articles techniques (Macary et Berville, 2003a ; Macary et Paulais, 2003b) et scientifique (Gascuel-Oudou et al., 2011) et de présentations à plusieurs colloques.

L'article scientifique relatif à ces travaux et présenté dans la thèse, a été publié sous les références suivantes :

Macary, F., Ombredane, D., Uny, D. (2010) A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watersheds in the low Normandy bocage (France) by ELECTRE III method coupled with a GIS - International Journal of Multicriteria Decision Making - Vol. 1, n° 1, pp. 25-48.

Ce papier présente une analyse multicritère spatialisée du risque d'érosion au sein de petits bassins versants dans le bocage de *Basse Normandie (France)* par la méthode ELECTRE III combinée à un SIG.

Résumé : Dans l'analyse du risque environnemental, plusieurs facteurs déterminants doivent être considérés. Ils présentent souvent des interactions très complexes. C'est notamment le cas par exemple, pour l'étude des relations entre les pratiques agricoles et la qualité des hydrosystèmes. Les matières en suspension sont responsables du colmatage des frayères des salmonidés. La situation est particulièrement marquée dans les petits cours d'eau où il a été observé sur une longue période, une réduction de leurs populations. Nous avons étudié le risque d'érosion sur deux petits bassins versants en *Normandie* à l'échelle des parcelles agricoles : le niveau de l'action c'est-à-dire celui des pratiques agricoles, mais aussi celui auxquelles des bonnes pratiques agricoles et environnementales pourraient être appliquées. Les parcelles ont été évaluées selon des critères de nature quantitative et qualitative. Il s'agit de la connectivité de chaque parcelle au ruisseau ; de la couverture des sols et des pratiques agricoles associées ; de l'état des talus en aval des parcelles et de leur capacité à retenir les MES ; enfin l'état des berges par rapport à leur degré d'érosion lié notamment au piétinement des animaux venant s'abreuver directement dans les ruisseaux.

Nous avons pu discriminer les parcelles et les zones qui présentent un risque d'émission et de transfert des MES en combinant dans une première approche, la méthode d'analyse multicritère ELECTRE III avec un système d'information géographique. Les résultats traduits sous forme de cartes fournissent une aide à la prise de décision pour les acteurs locaux.

Mots clés : analyse multicritère pour l'aide à la décision ; système d'information géographique ; bassin versant ; risque ; matières en suspension ; bocage ; cultures intermédiaires ; *Normandie*.

A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watersheds in the low Normandy bocage (France) by ELECTRE III method coupled with a GIS

Francis Macary*

Amenities and Dynamics of Rural Areas Research Unit, Cemagref, Bordeaux Center,
50, Avenue de Verdun-Gazinet-F-33612 Cestas Cedex, France

E-mail: francis.macary@cemagref.fr

*Corresponding author

Dominique Ombredane

INRA – Agrocampus Ouest, Ecology and Ecosystems Health Research Unit,
65 Rue de Saint Brieuc, F-35042 Rennes Cedex, France

E-mail: Dominique.Ombredane@agrocampus-ouest.fr

Daniel Uny

Amenities and Dynamics of Rural Areas Research Unit, Cemagref, Bordeaux Center,
50, Avenue de Verdun-Gazinet-F-33612 Cestas Cedex, France

E-mail: daniel.uny@cemagref.fr

Biographical notes:

Francis Macary is an Agronomist and a Researcher in the Environmental Sciences. His principal research topics are: environment risk assessment according to agricultural practices and their consequences on quality of water environmental indicators; and multicriteria analysis for decision-making in the public environmental policies, at several spatial scales. He uses different methods for the multicriteria decision analysis and the GIS systems. He is a member of specialists in French Ministry of Agriculture. He has focused his research work on the transfers of nitrogen, pesticides and erosion. He has participated in several national and European investigation projects.

Dominique Ombredane is a Professor in the Agronomy Higher Education School of Agrocampus Ouest in Rennes where she is the Head of the Laboratory of Ecology and Pesticides Sciences. She also develops researches in a mixed research unit INRA (the French National Institute for Agricultural Research) – Agrocampus Ouest. Her research focuses on the impact of human activities, including agricultural activities, on fish populations in salmonids streams. She has participated in several national and European investigation projects and was the coordinator on some of them.

Daniel Uny is a Geomatician in the amenities and dynamics of rural areas research unit. He has participated in several French and European projects with different colleagues in the team. He uses different GIS software and remote sensing.

Abstract: In environmental risk analysis, many explanatory factors, often with highly complex interaction relationships, need to be taken into account. This is the case, for example, in the relation between agricultural practices and the quality of superficial aquatic ecosystems.

Suspended solids are responsible for clogging salmonid spawning areas and hence for reductions in their populations. We studied the risks of erosion across two small watersheds in *Normandy* (France) on the scale of the agricultural plot – the level on which good practices can be applied. Plots were defined according to quantitative as well as qualitative criteria: connectivity to the stream, slope, plant cover, presence of embankments and erosion of the banks in the case of plots beside the river.

By combining the ELECTRE III multicriteria analysis method to a geographical information system (GIS), it was possible to discriminate zones that present a risk with respect to particle emission and then to present the results in map form to provide decision-making aid for local actors.

Keywords: ELECTRE; multicriteria decision analysis; geographic information system; GIS; watershed; risk; erosion; total suspended solids; TSS; bocage; sequential cropping; *Normandy*.

3.1.1 Introduction

In recent decades, the intensification of cropping practices and major changes in rural landscapes have led to many physico-chemical and ecological disturbances in aquatic environments (*Boulton et al., 1998; Gergel et al., 2002*). This is due to the adaptation of farm structures (Baudry and Thenail, 2004). For example, the increase in water erosion phenomena of soil is detrimental to superficial water quality (*Cros-Cayot, 1996*). This phenomenon is mainly the result of the increased particle load found in water as total suspended solids (TSS) or in the substrate of the river beds that they clog, depending on hydrological conditions. Excess turbidity in streams has consequences on the functioning of the aquatic ecosystem (*Wood and Armitage, 1997*), and especially for fish. In particular, clogging the substrate disrupts salmonid embryonic development (*Malcolm et al., 2003*) which takes place in winter under the gravel. This results in a decrease in the population of these fishes, observed over a period of years (*Gouraud et al., 2001; Bagliniere and Marchand, 2002*).

However, relations at watershed level between erosion and the flow of TSS in streams are complex and not properly understood. In particular, they combine the morphology and nature of the soil in the watershed, the specific features of the landscape such as a network of hedges and embankments, climate conditions and the hydromorphological characteristics of the river. But they also take account of human activities including agriculture and livestock rearing. Appreciating the agricultural and environmental risks on hydrosystems therefore involves taking into account multiple explanatory factors which interact in a complex way. There are some qualitative factors that hydrological models do not incorporate very well (e.g., the state of the river banks, the size of the embankment and hedges in the landscape). All explicative factors translate a spatial nature of the problem and that needs a requirement of spatial data. So, it seemed appropriate to develop a complex spatialised method combining a multicriteria analysis approach with a geographical information system (GIS) (*Macary and Paulais, 2003*).

The present study is carried out in the context of two successive multidisciplinary programmes: AQUAE (*Dorioz and Ombredane, 2004*) and the PAPIER project (Paysages Agricoles, flux de Polluants, Impact Ecologique en Rivière) (*Montuelle and Grimaldi, 2008*) on an ANR-ECOGES programme. It consists of identifying those zones in two small watersheds where there is a risk for streams of suspended solid emission and transfer. More precisely, the aim of the study is to produce and analyse a classification of agricultural plots in respect to the risk for streams of suspended solid emission and transfer, while taking into account the different criteria relating to their specific natural

features (e.g., slope) or anthropic features (e.g., land use, agricultural practices, etc.). The decision to use the agricultural plot as the geographic unit is motivated by the ultimate objective of the study which is to provide decision-makers (including farmers) with agricultural, environmental and impact risk indicators to guide them in their land development decisions, resource management and implementation policies (Froger, 2005; Schärli, 1985).

Multicriteria analysis, introduced in the early 1960 (Roy, 1968), have been used in a large spectra of applications (Vincke, 1989; Maystre et al., 1994), essentially to deal with management problems, to overcome the shortcomings of conventional methods, which are based on single, very often financial, criterion (Froger, 2005). Since the early 1980, multicriteria decision aiding (MCDA) has been used to support spatial planning and environmental management. Starting from the later 1980 and early 1990, MCDA have been coupled with GIS. Joérin (1997) created a MEDUSAT model resulting from the Different systems and applications were explained by Ascough et al. (1999).

Laaribi (2000) used a multicriteria decision analysis in Tunisia by coupling the ELECTRE III method with a GIS (ArcInfo) to discriminate the erosion level of eight watersheds (and five criteria) in a water and soil conservation program. This procedure would seem to be fairly similar to our own, with crop plots in place of sub-watersheds. Another study about erosion was made in Ethiopia (Dragan et al., 2003) with a GIS (IDRISI systems) coupling two modules: multicriteria evaluation (MCE) and multi objective land allocation (MOLA). MCE was applied for the first objective with the following factor maps: potential erosion, altitude, proximity to croplands, proximity to water, proximity to the same type of crop and proximity to roads. Karnatak et al. (2007) used multicriteria spatial support system (MC-CDSS) software for the conservation of biodiversity and the priorities management in India coupling of the ELECTRE MCDA (ELECTRE TRI and IS) and a GIS for local development problems. Recently, Chakhar and Mousseau (2008) have developed a prototype created with the ArcGIS GIS from ESRI and the ELECTRE TRI method. They used it to identify a hypothetical corridor relating two different districts in the Ile de France region (Paris and its suburbs), with data which are essentially of socio-economic nature.

The aim of our project was to answer the problem of the emission and transfer of suspended solids towards the streams. It required very precise data. The different software described in the literature could not be applied at this scale of 225 ha and 450 ha (the two watersheds) because our GIS was specially built in relationship with the other teams of the project. We decided to use a special methodology including the use of a MCDA ELECTRE method and a GIS, but without direct integration.

A two-phase procedure was developed. The first phase consisted of acquiring the objects needed (descriptive criteria of the agricultural plots) then in their spatialisation using a GIS. In the second phase, a multicriteria decision analysis was carried out using the ELECTRE III method, in order to discriminate zones at risk from particle emission and transfer at agricultural plot level. The results were represented on maps thanks to the GIS to serve as decision-making support for farmers and decision-makers in country planning.

The aim of this article is not so much to present all the results of the study as to demonstrate the advantages and technique of an MCDA combined with a GIS, created on a research project and useful for environmental managers. First we present the background to the study, then the multicriteria decision analysis procedure selected and study methods and lastly, as an illustration, some of the spatialised results.

3.1.2 Background

3.1.2.1 Study area: a local context, favourable to erosion and runoff phenomena

The study was carried out in *Normandy*, France, in the catchment area of the Oir, a tributary of the *Selune*, in the southern part of lower Normandy, about 30 kilometres from the '*Mont St Michel*'. This study area is part of the environmental research observatory on small coastal rivers. It is an area of intensive dairy farming marked by significant modifications of the rural space. The study sites are the watersheds of two small left-bank tributaries of the Oir: the *Violettes* stream and upper part of the *Moulinet* stream (*Figure 1*). The *Violettes* watershed covers 225 ha and includes 112 agricultural plots. The upstream part of the *Moulinet* watershed covers 453 ha, with 211 agricultural plots. The size of the watersheds selected for the study was deliberately kept small so that a very detailed analysis could be carried out at plot scale. These hydrographic basins have the same geological origin (schist) with soils that are sensitive to surface sealing. The fairly rugged relief around the steep-sided streams is a factor that favours runoff and erosion phenomena.

The anthropic activities associated with rural space management in the two watersheds considered were assessed by means of exhaustive field surveys of all the local actors concerned: 60 farmers, an agricultural cooperative supplying fertiliser, plant protection products and various supplies and cereal collection, a wholesaler offering the same services across the sector, departmental and local agricultural and development institutions, and also the town hall of this commune canton which results from the merger of some 5–6 former small communes in the 1970s. These data, which were first obtained in 2002, have been updated three times: in 2003, 2006 and 2008 (*Berville, 2002; Paulais, 2003; Cattaneo, 2006; Auroux, 2008*).

Rural landscapes consist essentially of pastures alongside streams, which play a protective role in respect to particle transfer, in contrast to maize forage crop production where surface areas have increased considerably in the last few decades, replacing pasture, and, until recently, providing no protection for soils during the winter. We have been able to observe a favourable change in practices since 2006 with the introduction of sequential cropping in winter (*Auroux, 2008*).

In the two watersheds, embankments and pastures, basic elements in the bocage landscape, still hold a significant place, despite the regression of permanent (perennial) and temporary (4-5 years) pasture: they occupied about 50% of the utilised agricultural area across the two watersheds in 2001, but only 35% and 55% respectively on the *Violettes* and the *Moulinet* in 2008.

The farms are geared to a system of dairy production. The agricultural use of crop rotation in the two watersheds is based essentially on annual green maize crops (silage), soft wheat and pasture. In parallel to this, the changes that have taken place in the rural space since the 1970 have led to the slow destructuring of this bocage network, and hedge maintenance has been abandoned. Today, this network is much looser, and where there are embankments, they no longer automatically provide support for the hedges. On the contrary, the tree alignments along the edges of the plots are almost always the remnants of former hedge/embankment complexes. The embankments that are still present measure between 20 and 150 cm high.

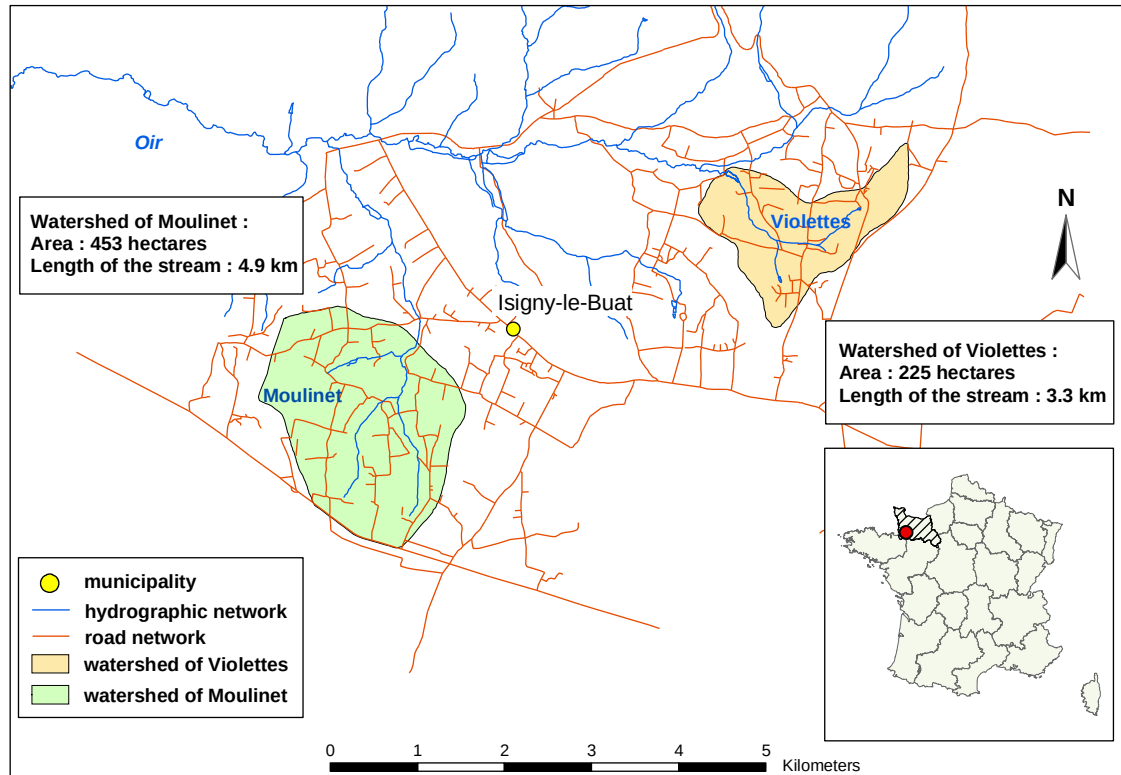


Figure 3-01. Location of the areas of studies

3.1.2.2 Factors favourable to water erosion and runoff

Before determining the criteria to be used in the decision aiding analysis in terms of erosive risks, it is important to know the main factors that play a role in soil erosion and runoff mechanisms.

The action of rain on the soil surface destroys the soil structure, all the more so, when texture (mineral quality and size of particles that make up the soil) and physico-chemical composition lend themselves to this process. The initial soil structure can sometimes be totally destroyed. The soil surface passes from a loose and porous state to a more compact state. The surface layer becomes separated from the rest of the profile and forms a crust or seal which reduces the permeability of the soil considerably, and increases runoff and erosion (*Boiffin et al., 1988*). Erosivity depends essentially on rainfall intensity and volume (*Gril and Duvoux, 1991*). In the absence of runoff, soil particles detached by the rain are not carried very far. Thus erosion is very much dependent on mechanisms that form runoff (*Auzet et al., 1987*).

a) The topography effect

Topographical parameters are fundamental in determining the scale of runoff phenomena (*Wishmeier and Smith, 1978*). For example, if the surface slope were null, the flow of rainwater would be very low and the detached particles would remain in place. Embankments have an effect primarily on topography. They slow water flow, decreasing its transport capacity and causing the sedimentation of some of the solid matter, and thus limiting the erosion. By reducing the speed of the runoff water they extend circulation time, thus enabling some of the water to infiltrate the soil. Moreover, where there is shrub vegetation the embankment can be stabilised and can form an element of the hydraulic network.

b) Plant cover

It has also been shown by several authors that well developed plant cover protects the soil from the action of rain. The plant cover that provides the best protection for the soil is pasture (*Tellier, 2000*). It protects the soil from the action of rain and the roots hold the particles in place, trapping them in a dense root network which thus increases the soil's resistance to shear stress and limits incision. Moreover, because it consumes water, the vegetation can drain and dry out the soil. However, the protective effect of plant cover is effective only when the soil surface is not degraded before the vegetation has become sufficiently well developed to provide this protection (*Boiffin et al., 1988*).

Cultivated soils remain without cover or with little cover during certain periods of the year, especially after harvesting during winter. The situation can be a source of worry if rain is abundant and the state of the surface favours the formation and concentration of runoff. The possibility of reducing the risks of runoff and erosion at agricultural plot level can therefore only be appreciated by taking into account all the mechanisms by which runoff and erosion occur, and also the technical procedures put in place. By studying cropping according to season it can be seen which the most sensitive periods of the year are, as the cropping system has been very much simplified since the introduction of intensification after the 1960s. Over the last 20 years, many authors (*Bonnamour, 1992; Papy, 1992; Delahaye, 1992; Martin et al., 2000*) have observed an increase in damage due to erosion.

c) The change of cultivation practices

One of the main reasons put forward is the change in land use patterns: first the decrease in permanent pasture and then the introduction of intensive spring crops, including maize. These intensive crops alter the relationship between winter crops and spring crops. The reduction in pasture has resulted in the cultivation of fragile zones like steep slopes or indistinct thalwegs. *Ouvry (1990)* demonstrates that in the *Pays de Caux* area, the introduction of certain crops such as green maize forage has increased the percentage of long intercropping, thus increasing the risks of runoff, given the degraded state of the soils and the absence of plant residues.

At the same time, this evolution has been accentuated by an increase in the size of cultivated plots and by changes to cultivation practices (*Ouvry, 1990*). As a result of land consolidation, plots have been adapted to the requirements of mechanisation but this increases the surface area liable to generate runoff. At the level of growing techniques and to increase yields, seedbeds have been reduced (*Boardman 1998 in Souchère, 1995*) which encourages the appearance of a surface crust and hence of water runoff (*Ouvry, 1990*). Cultivation practices combined with the factor of the oceanic climate, result in a pedological context that is extremely favourable to particle transfer at certain periods of year. This is due to their action on the rough texture of the soil, its porous system and the degree of compaction (*Papy et al., 1992*). Thus, the study of watershed topography, of the distribution of agricultural plots and the connectivity between soil and stream, and also agronomic practices and livestock farming are all elements to take into consideration in a spatial analysis of landscape structures in order to understand the transfer of suspended solids into the streams (*Boiffin et al., 1988; Papy, 1992; Ludwig, 2000; Baudry and Thenail, 2004*).

Several factors that have aggravated the soil's sensitivity to phenomena of water erosion and runoff across these two watersheds are linked to cultivation practices:

- exposing the soil during the winter phase on the maize plots with no plant cover
- compaction of the soil and rutting as a result of the repeated passage of agricultural machinery
- working the soil in the direction of the slope
- exporting earth on the wheels of heavy equipment
- destruction of river banks by cattle.

These factors often interact, in a system where the rainfall, which is not heavy but is nevertheless steady, plays a central role.

3.1.3 Procedure for identifying plots sensitive to particle transfer by multicriteria spatial analysis for decision aiding

GIS are increasingly widely used in spatial analysis for environmental problems. In our application, we connected a MCDA method with a GIS which was created to identify the sensitive plots of land to particle transfer. The general diagram of the methodology (*Figure 3-02*) shows the interaction between the GIS and the MCDA method. First we are going to explain the structure of the GIS and after the different elements for the MCDA method.

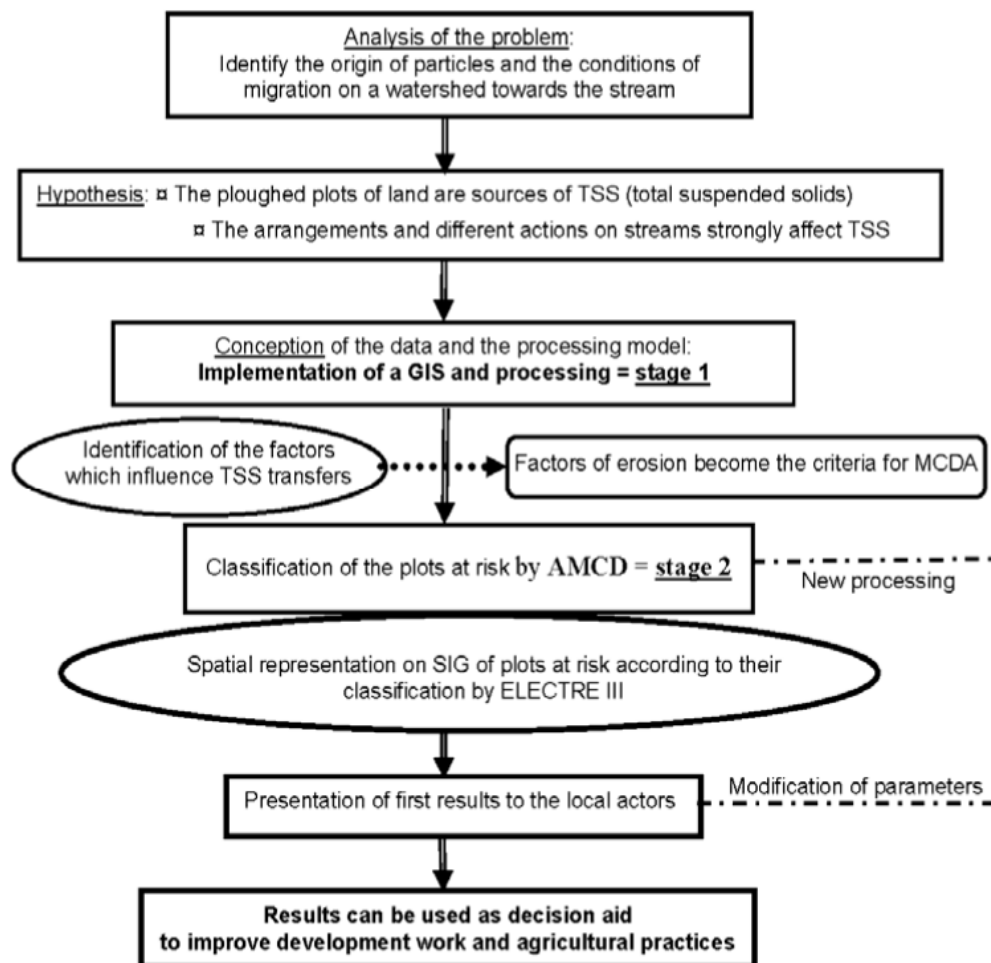


Figure 3-02. General flowchart of the methodology

3.1.3.1 General structure of the GIS

The different types of geographic cover were developed in the context of Arc/Info© and ArcGis© including the digitisation of the cadastral plan and networks and the application of a digital elevation model, DEM (all altimetric points) of 50 m interpolated to 10 m. Thus at this stage in the creation of a GIS, the information concerning topography, land use on each cultivated plot, and the practices carried out there could be processed spatially. The sitting of the different elements of the micro-relief (embankments) and development work (mechanical modifications to portions of the stream), areas with natural drinking places where animals have trampled the edges of the streams (eroded zones in *Figures 4, 5 and 6*) were also spatialised.

As well as the surveys that were carried out, field reconnaissance enabled us:

1 to complete the data on the position of the embankments, hedges, elements connecting the plots to the water ways (paths, roads, etc.)

2 to quantify damage caused to the streams on the basis of visual assessment, again at plot level: deterioration of the banks, areas where animals come to drink (*Macary and Paulais, 2003*).

Figure 3 shows the structure of the GIS and its contribution to building the discrimination criteria of the plots at risk for the MCDA process carried out using the ELECTRE III method.

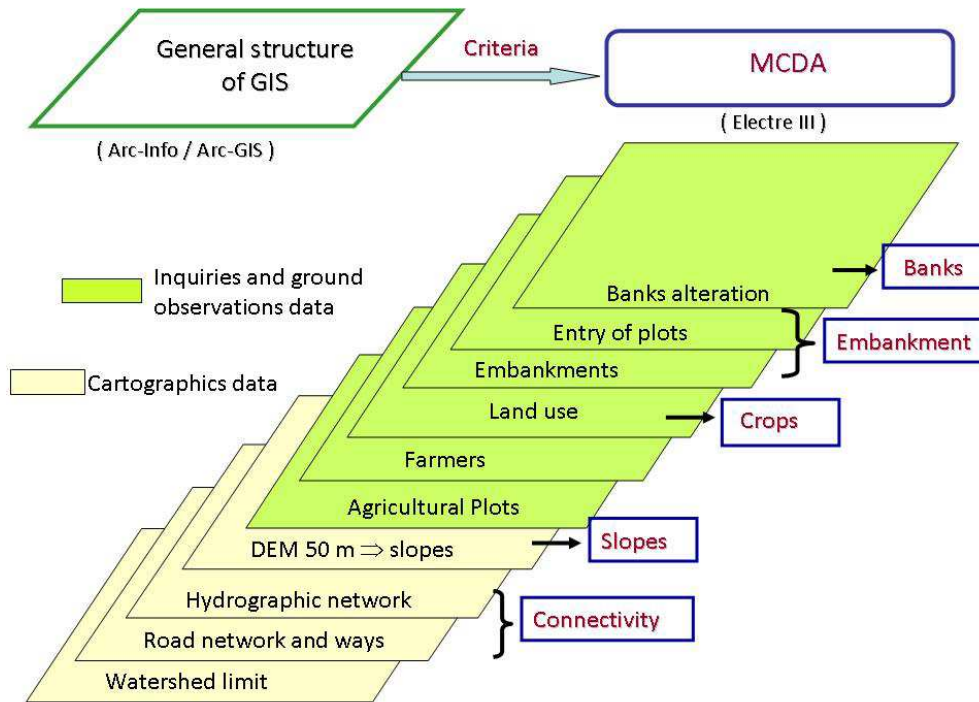


Figure 3-03 General structure of the geographic information system and relations with the MCDA

3.1.3.2 Multicriteria analysis for decision aiding: principles and method

The classification procedure we chose was an outranking method (*Maystre et al., 1994; Simos, 1990*). The ELECTRE III method (*Roy, 1978; 1990; Almeida Dias et al., 2006*) was selected first because we wanted to classify each plot of land and get so a series ordered of all plots following their degree of risk. In the vocabulary of MCDA methods, the plots are actions, or alternatives for other authors like *Chakhar and Mousseau (2008)*. In this application we decided to use the action term. In this method, real criteria (like slope) as well as qualitative criteria can be used too at the same time. It is thus possible to take into account the value for the plots. This method also incorporates ranking of the criteria (whereas ELECTRE IV is used without weighting). Although the weighting is rather difficult to implement so that certain criteria are not exaggerated or minimised in relation to others, in this instance, with our environmental approach, it seemed justified.

We also tested the ELECTRE TRI-b method (*Mousseau et al., 1999*), but it was not appropriate to the data of our project. The method ranks actions into a number of classes, of which we specify the limits as borders). This system requires a sufficient variety of performance values. If we consider, for example, that there are four classes, five numbers of values are used for the borders, and in our case study, as we explain in § 3.2.1, the number of performances value for the criterion evaluation is just 3 or 4. On the contrary, in the future we are going to try to use the ELECTRE TRI-c method (*Almeida Dias et al., 2009*), based on characteristic actions of every category. In this case, this consisted first in comparing plots of land so as to order them from the highest level of risk (most effective actions) to the lowest, and assigning them to ordered categories or ranks. In other words, plots of land were

classified into groups with the same risk level, called ranks, or when they could not be sufficiently discriminated, they were placed in a lower or higher rank.

Some vocabulary considerations

$A = \{a_1, a_2, \dots, a_i, \dots, a_m\}$: a finite set of *actions* to rank, with $|A| = m$

$F = \{1, 2, \dots, j, \dots, n\}$: is the set of indices of *criteria* $g_1, g_2, \dots, g_j, \dots, g_n$

$g_j(a)$: the *evaluation or performance* of action a on *criterion* j , with $j = 1, 2, \dots, n$

w_j : the relative importance coefficient or *weight* attached to *criterion* j , for $j = 1, 2, \dots, n$.

The ELECTRE III method starts by a pairwise comparison of each action against the others with the aim of accepting, rejecting, or, more generally, assessing the credibility of the assertion ‘action a is at least as good as action b ’, usually called ‘ a outranks b ’ (Vallée and Sienkiewicz, 1994; Almeida Dias et al., 2006). The plots of land (actions in MCDA) are first compared to determine which plot outranks the other. So, for instance, plot a outranks plot b when, first, a is at least as good as b in relation to a majority of criteria, and second, a must not be very much worse than b in relation to the rest of the criteria (Schärlig, 1985).

ELECTRE III then exploits the outranking relations based on the concepts of fuzzy logic and graph theory. Classification involves a descending and then an ascending distillation process. The descending distillation gradually selects the best actions, or the plots considered to be the most at risk, ending up with the worst, and this process is reversed for the ascending distillation. The final result is a partial preorder derived from the intersection of the two results above: it tolerates ex aequo results and incomparability between plots when this occurs (hence the notion of partial preorder) and it reveals the most reliable part of the global preference (Maystre et al., 1994; Roy, 1968).

a) Choice of criteria

In the context of our study, the agricultural plots are considered as actions, because they are the plots of land where farmers decide what they want to do. This is of course an adaptation of the MCDA method to environmental studies. This is also the decision level on which environmental managers can influence farmers to change their agricultural practices and arrangements. The judgement factors of these actions are called the criteria in the MCDA method. In our case, in fact, they are related to physical factors which contribute to TSS transfers.

Comparing a set of actions involves first of all measuring their performance in respect to the criteria considered: this is the evaluation stage. For each criterion several values, called performance values, are proposed. The highest performance is associated with the strongest risk of particle transfer. These values were chosen so as to maintain a significant deviation when pairs of plots were compared. In concrete terms, this involved completing a matrix with values for the actions for each criterion. Performances for each criterion were either the result of direct measurement in the fields or were calculated on the basis of mapping data or surveys via a GIS.

The principle of multicriteria analysis presupposes that each criterion brings some information that is non-redundant in relation to other information (Roy and Bouyssou, 1993; Mousseau, 1993). This obviously excludes any combination representing a first degree of analysis which would then result in disrupting the plot classification. On the other hand, by using a weighting system (cf. § 2.3) the priority given to each criterion can be expressed for the role it plays in particle transfer.

We selected five criteria for the MCDA method according to their recognised importance in relation to the phenomena being studied, and of course according to whether it was possible to provide appropriate information for all the plots (Annexe 25):

- slope of the plots
- connectivity between the plots and the stream

- micro-topography: embankment downstream from the plots
- land use
- degree of damage to the banks.

➤ **Slope criterion – CR 1**

The slope criterion is the only quantitative criterion in the MCDA where the performances for each action are raw numerical values. Performance values do not record the average slope of the plot, but rather the contribution of the plot in terms of the risk associated with the slope. We calculated these performances with the GIS. On the basis of a DEM extrapolated to 10 m, each plot was broken down into polygons of uniform slope P_u and surface area S_u . The performance of the criterion for a plot is $\Sigma (P_u \times S_u)$, with the highest values being associated with the highest risk.

➤ **Connectivity criterion – CR 2**

This criterion represents all the various sorts of connection between a plot and the stream, which could facilitate particle migration and the distance to the stream. Field observations and digitisation of the network of paths and roads by the GIS formed the basis for estimating this criterion. Five performance rating parameters were defined:

- 7: plot is crossed by the stream
- 5: strong connection in terms of road network, or close to the stream
- 3: average connection, at a greater distance
- 2: weak connection or distant
- 1: no connection.

➤ **Embankment criterion – CR 3**

The embankments, which originally acted as a support for the hedges, are key elements in the landscape and topography of the area being studied and they highlight the contours of the plots. For rating this criterion in the performance matrix, it is the presence of an embankment downstream from a plot that is considered first, then the entry to the plots. The ability of the plot to emit particles that can be mobilised by runoff is evaluated. Any possible protection from an embankment therefore occurs downstream. We gave these performance rating values after visiting all plots of land, and indicating the observations on the GIS:

- 6: no embankment, no protection from runoff
- 4: partial embankment
- 2: embankment with passage, entry to plot downstream
- 1: closed embankment, hydraulic isolation.

➤ **Crop criterion – CR 4**

Information for the land use section of the GIS was taken from surveys carried out with farmers. It is primarily the distinction between permanent pasture (protects the soil) and arable land (facilitates erosion) which is of interest to us here. After that comes the presence or absence of a sequential crop (stabilises tilled soils after harvest). The rating parameters for this criterion were therefore based on these differentiations, assuming that plots of land with orchards represented the intermediate stage:

- 6: maize with no catch crop, context of maximal erosivity
- 4: maize with catch crop
- 3: orchards and other perennial crops, except pasture
- 1: temporary or permanent pasture, soil protected.

➤ Bank alteration criterion – CR 5

It is clear that the prime potential factor for increasing stream turbidity is (natural or anthropic) deterioration of the banks and/or trampling of the stream bed. 'Natural' erosion processes do come into play, but it is mainly the trampling of the banks and the bed by animals as they cross the stream, come to drink or feed at the edge of the stream that causes this excess of TSS in the water. For plots which included part of the stream, we adopted the following rating:

- 10: Considerable deterioration of the banks and/or bed: uncontrolled drinking areas, edge of the banks trampled, etc.
- 6: Average deterioration: presence of a drinking place, banks have become vulnerable along a few metres of their length.
- 2: Little deterioration: some natural or provoked collapses, sensitive cleared channels.
- 0: No notable abnormal deterioration, bank vegetated and fenced off. More, plots having no contact with the stream have also a performance of 0 for this criterion

b) Choice of criteria weighting

Some studies have allocated criteria weights (*Mousseau, 1993; Mousseau et al., 2001*), but in our application, we tried to get weights in relation with the real impact of each criterion on particle transfer risks. This requires expertise in agronomic problems and good knowledge of the area. We began by carrying out several processing tests (*Table 3-01*) combining various weightings, and the results of the plot classification were transferred onto the maps of the two watersheds.

Table 3-01. Criteria weighting tests

Criteria Comments of the results	Number of ranks	Slopes	Connectivity	Embankments	Crops	Banks
Without weighting = ELECTRE IV	36	1	1	1	1	1
Connectivity, too much reduced	40	2	1	3	2	4
Strong ascendancy of the effect of banks	44	3	3	5	4	8
Overestimation of connectivity with regard to banks	36	3	4	2	3	1
Underestimation of the role of type of land use	41	2	1	2	1	4
Slope effect too great	38	3	1	3	2	4
Underestimation of slope effect	44	1	2	3	2	4
Weighting validated according to expert opinion	39	2	2	3	2	4

We then submitted these to local actors, who expressed their preference for one or the other of the maps according to their knowledge of the area and the plots at risk. This is the classical method based on "expert opinion" which we use in environmental problems. We then deduced the final weighting values (*Table 3-02*); it was clearly logical to give a higher ranking to the bank criterion when associated with livestock farming on riverside plots, and to embankments where the presence of arable plots downstream slowed the runoff of particle-laden water. On the other hand, we opted to give the same level of weighting to the other three criteria (*Table 3-02*).

Table 3-02. Weighting of factor adopted and coefficient values used to calculate indifference thresholds Sq , preference Sp and veto Sv

	Criteria				
	Slopes	Connectivity	Embankments	Crops	Banks
Weighting	2	2	3	2	4
$Sq(\alpha)$	0.01	0	0	0	0
$Sq(\beta)$	268	0	0	0	0
$Sp(\alpha)$	0.05	0	0	0	0
$Sp(\beta)$	829	1.9	1.9	1.9	2
$Sv(\alpha)$	0	0	0	0	0
$Sv(\beta)$	0	0	0	0	3.9

Note: Just for banks alteration (Sv)

c) Uncertainty over the performances of the plots

For each criterion or pseudo-criterion, indifference (Q) thresholds Sq and strict preference (P) thresholds Sp were introduced, and a veto (V) threshold Sv only for the bank alteration criterion, because it is the most important for our problem. They were defined so as to take the varying levels of uncertainty surrounding the values in the matrix of the evaluations into account directly, especially the ratings for qualitative characteristics. The thresholds Sq , Sp , Sv are considered as refined functions of the performances $g_j(a)$ of each criterion g_j (Vallée and Zielniewicz, 1994; Maystre et al., 1994):

Threshold of $g_j(a) = \alpha \times g_j(a) + \beta$.

The value of the two coefficients α and β is specified by criteria and for each threshold. These coefficients can be calculated as a function of the worst or the best performance of a and b .

The general principle of the outranking method can be summarised by Figure 3-04.

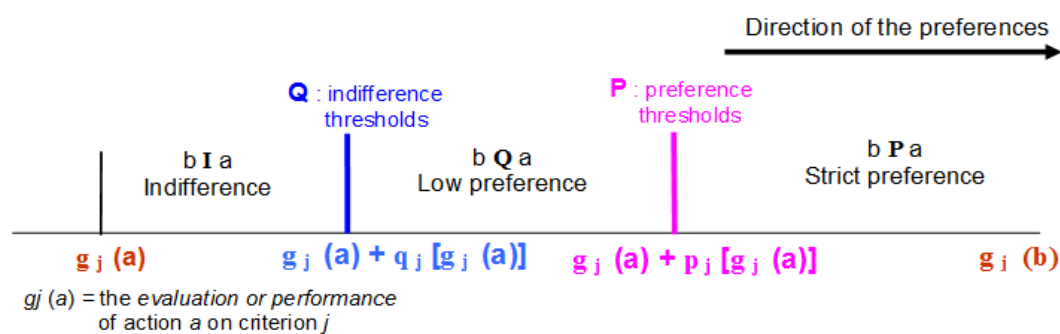


Figure 3-04. General principle of the outranking method

For the values of criterion 1 (slope), we allocated the coefficients $Q(\alpha, \beta)$ and $P(\alpha, \beta)$ such that: $Q(0.01; 268)$ and $P(0.05; 829)$, where the values of α represent uncertainty of the measurements and the values of β , the first quartile and the median of the differences of slopes values for respectively Q and P .

In the cases of connectivity, embankment, crops and bank alterations, we decided not to link thresholds to performances, given that these ratings were purely qualitative, thus $\alpha = 0$ and β varies according to the criteria values (Table 3-02).

d) Sensitivity and robustness of the results

To appreciate the sensitivity and robustness of our results, we could not find a method in the literature which could be easily used for this number of actions. For this preliminary study, we therefore carried out a large number of sensitivity tests, in particular by varying the threshold values. We observed that considerable changes in values led to only very slight variations in the classification of the plots of land (actions). We also modified the ratings given to the criteria, and their weightings in particular. Major variations, especially in the weighting values, did alter this classification but without modifying the results significantly, compared with any change made to the rating of the criteria. The final pre-order still showed the same classes of plots as being the most representative.

Truly aberrant ratings had to be allocated before observing any considerable degree of disruption in the results; we could therefore conclude that the results obtained by the method we applied to this effect were indeed robust. This can easily be explained by the fact that we constructed the criteria ourselves in a robust manner and because the criteria were highly discriminative for the plots of land.

3.1.4 Results and discussion

3.1.4.1 Classification of plots according to erosion risk

Only the results for the *Violettes* watershed (225 ha) in 2008 are presented here. The conclusions are comparable for the *Moulinet* watershed. After processing with ELECTRE, the 112 plots were classified into 39 ranks in the final pre-order. We then aggregated the ranks into ten risk classes (with the level of risk decreasing from class 1 to class 10). Each class contains almost the same number of plots. After that, we exported the results of the classification (manually) into the ArcGis© software and all the plots were represented on the map of the watershed (*Table 3, Figure 3-05*). Whole ranks of plots in each class were distributed so that classes 1, 2 and 3 taken together contained about 25% of all the relatively uniform plots. As these are the ones most at risk, a particular attention will be paid to them in decision aid with a view to remedial action being taken by the farmers (*Table 3-03; Figure 3-05*).

Table 3-03. Final ranking of the 112 plots, aggregated into ten classes of risk

<i>Class of risk with aggregation of ranks</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
MCDA ranks	1 to 4	5 to 8	9 to 11	12 to 14	15 to 18
Number of plots	11	10	12	14	13
<i>Class of risk with aggregation of ranks</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>
MCDA ranks	19 to 20	21 to 23	24 to 28	29 to 32	33 to 39
Number of plots	9	11	12	12	10

Note: Decreasing risk from class 1 to class 10

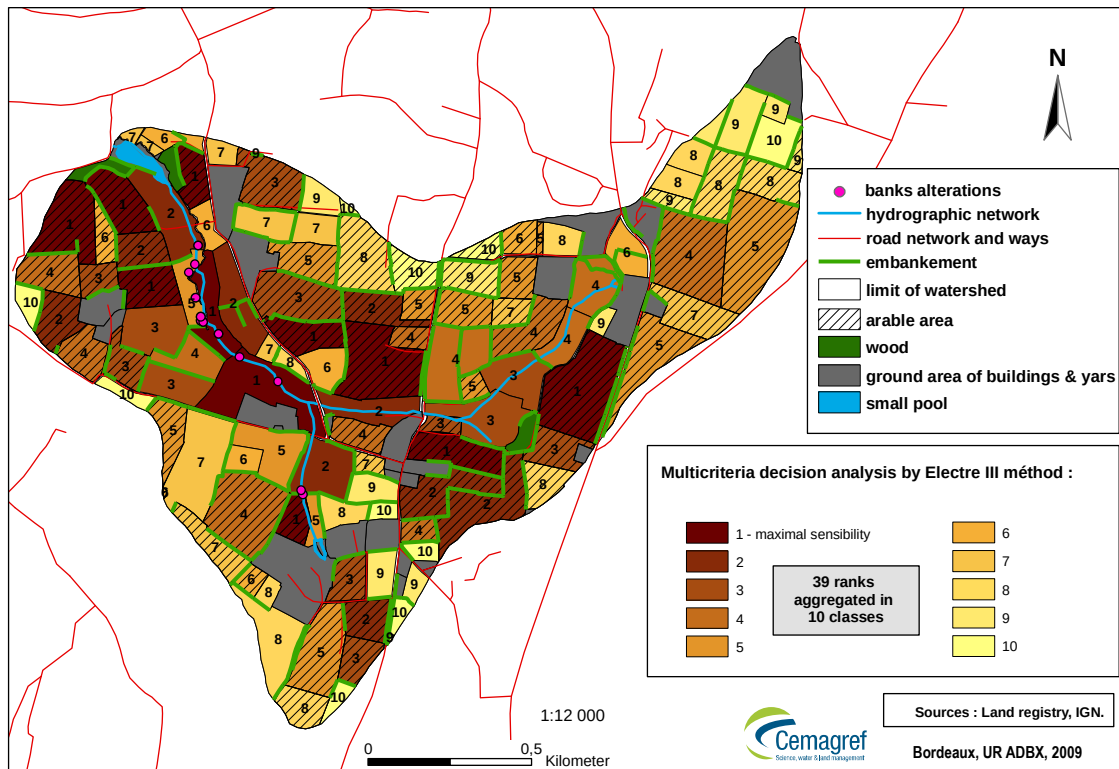


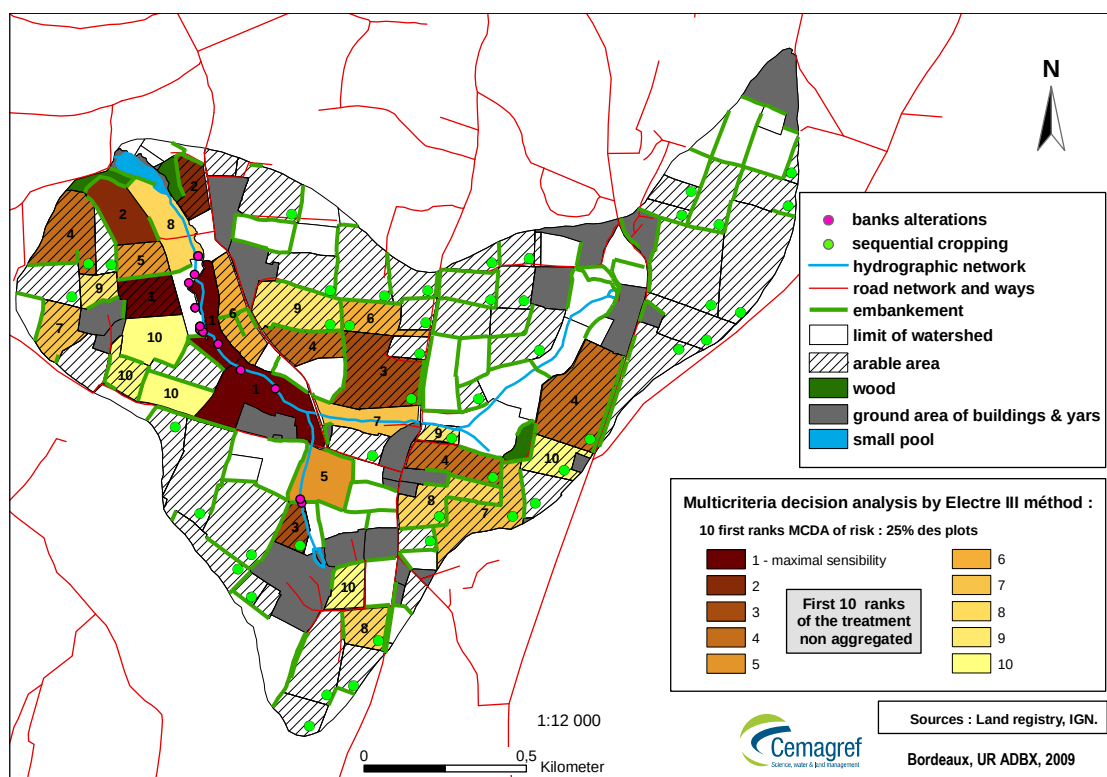
Figure 3-05. Classification of the 100 plots at risk of particle transfers in 2008, in the watershed of *Violettes*, with sequential cropping

Plots of land with the highest risk of eroded particle transfer can be divided into two subsets: plots situated on either side of the stream, which are weed infested and with some damage to the banks in the case of those that did not undergo any remediation work in 2007, and cultivated plots bordering the stream or connected by a road or a path, and in particular with little protection from embankments. Steep slopes, in the absence of embankments, have a considerable effect on the classification. Thus, of the 23 plots concerned, seven were located alongside the stream. It was also noted that weeds on the plots close to the stream did not fulfil their role of buffer strips when there were direct connections between these plots and the stream. However, by grouping the plots into classes in this way, some information was lost. Nevertheless, it is possible to present (*Figure 3-06*) only the results for the classification of plots in the first ten non-aggregated ranks: the 29 plots (about 25% of the total and 37% of the arable area in the watershed) that are the most sensitive to particle emission in the watershed. Particular attention will be paid to them in decision aid with a view to remedial action being taken by the farmers.

In 2008, 2/3 of arable plots carried sequential cropping during the winter period (new legal obligation to trap excess nitrates), which was not the case in the earlier period studied (2002 to 2006). In order to measure the impact of this cultivation practice on the classification, for 2008 we created a situation without sequential crops and represented this in the 27% of plots that were most at risk after MCDA processing (*Figure 3-07*). By comparing *Figures 3-06 and 3-07*, we see that with the presence of sequential cropping in winter, some plots disappear from the 25% most sensitive ones. For the 25% most sensitive plots, we established a simplified typology, based on observation of each plot with regard to its location on the watershed. This provides a visual summary of the multicriteria analysis results. It can be used as a simple decision aid to improve agricultural practices and arrangements for farmers. This differentiated the following main types of plot:

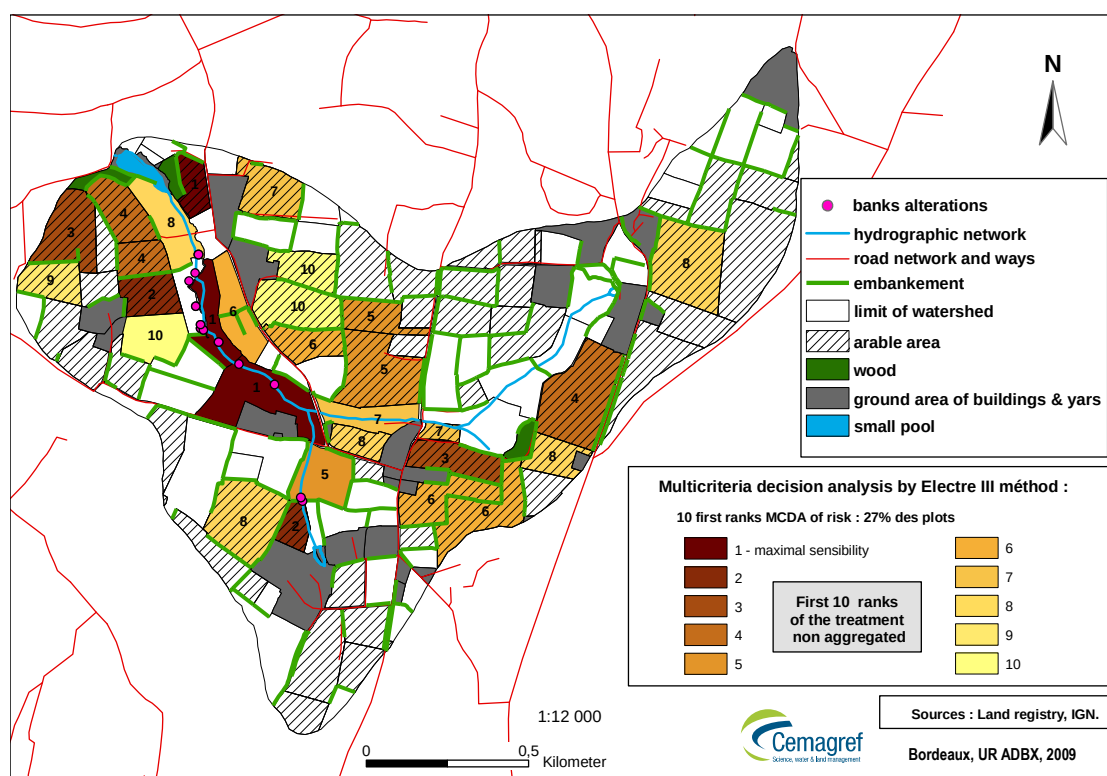
- pasture, crossed by the stream or alongside it, with uncontrolled access to animal drinking areas resulting in damage to the banks,

- cultivated (maize), close to the stream, with no downstream embankment,
- cultivated, not far from the stream and connected to it by a road or path,
- cultivated, further from the stream, with no downstream embankment, but connected by a road or path.



Note: Ten first ranks MCDA non-aggregated.

Figure 3-06. Classification of the 25% plots at risk of particle transfers in 2008, with sequential cropping



Note: Ten first ranks MCDA non-aggregated.

Figure 3-07. Simulation of a classification of the 27% plots at risk in 2008, without any sequential cropping

To refine the results still further, we then observed just the classification of the top 4 non-aggregated ranks (initially grouped together in class 1). This represents 10% of all the plots of land and 17% of the arable surface of the watershed. The risk is very high here because the banks of streams are not protected by enclosures, or because there are no banks downstream from crops of corn grown on sloping ground. It is here that remedial action must be taken first. *These 10% of plots of land can produce and transfer enough TSS to disrupt aquatic cycles, in particular embryonic development of salmonids.*

3.1.4.2 Discussion

The grid showing plot cropping would seem to be the optimal scale on which to work within a watershed, both to assess sensitivity to erosion and to provide a map showing the measures that need to be taken. This MCDA method is particularly interesting in that it exploits qualitative information while providing as nuanced a view as possible and presenting results in a format that is useful for local stakeholders.

On the other hand, it can be somewhat difficult to use, especially in the choice of appropriate criteria. In this study we have not taken into account the geology of the substrate, which is nevertheless a factor that can play an important role in erosion phenomena (Auzet *et al.*, 1987), as in this case both watersheds lie on the same substrate. Similarly, since the surface soils were relatively homogeneous on the spatial scale used in this study, it was not possible to discriminate plots according to this criterion: it was therefore not selected. If plots in watersheds on different geological substrates were to be compared, it would be worth including these geological and pedological criteria in the analysis.

Nor were hydroclimatic conditions included in our analysis since they were similar in both watersheds. In other circumstances, this criterion would have been required, for example to discriminate between small watersheds, as Laaribi (2000) did in Tunisia. The difficulty would be that there is no hydroclimatic data on the small scale of the plot. It would be necessary to allocate the same performance to all the plots in a given watershed if the aim of a study were to compare plots.

The choice of criteria weighting values based on the different tests and results presented to local stakeholders, in other words according to expert opinion, may be debateable in terms of objectivity. However, it seemed more logical to carry out an MCDA using the ELECTRE III method, rather than ELECTRE IV without weighting, which we tested initially, because the weight of some criteria was clearly preponderant, especially the state of the banks (Lefrançois, 2007) and the presence of an embankment downstream from the plots. It would be interesting, however, experimentally, to validate the classification of the plots at risk by in situ measurements of erosion and runoff during rainy periods (monitoring markers, comparison with particle flows measured in the field, etc.). This would enable us, in particular, to validate the weighting coefficients for use in other watersheds.

The advantages of the ELECTRE method are that it is fairly easy to use once the field data has been obtained, and it produces results for decision aid in the field of agricultural and environmental risk management. However, certain limitations did emerge: the plots were classified in relative terms and not according to a TSS flow value. Thus even if the risk is reduced as much as possible, applying the method will produce a classification of plots on a gradient from the lowest to the highest sensitivity.

The ELECTRE TRI-b method we tried is not appropriate with these data, because we can only discriminate the plots in three classes of risk level, and we believe that at least four classes are indispensable: very high risk – fairly high – moderate – low or zero. The ELECTRE TRI-c method needs just a typical performance value for each criterion and each category to discriminate the actions. We think we could use it when it is available, because we can get more precise information in the two high-risk categories by coupling it with the ELECTRE III method.

3.1.5 Conclusions - perspectives

Over the last 20 years, changes in agricultural practices have profoundly altered landscapes and the structure of the bocage in the region studied here. Due to the intensification of milk production, the areas given over to maize have increased considerably to the detriment of pasture, and hence erosion phenomena have increased. Remedial action by local farmers is needed, but first it would appear necessary to improve these stakeholders' awareness of the problems involved.

Several factors are involved in the emission and transfer of fine soil particles; we therefore chose to produce a classification of agricultural plots considering agricultural and environmental risk according to the major explanatory criteria.

Our choice of methodology was the ELECTRE III multicriteria analysis decision aid method. The results of the plot classification, first all the plots and then the 25% of plots most at risk, were visualised on the maps of the two watersheds using a specially-constructed GIS. Using MCDA, we were able to build a typology of plot sensitivity according to risk level.

The results of the MCDA confirmed the decisive role of the weathering of the banks and of embankments downstream from the plots blocking the migration of eroded particles for the phenomena studied here.

On the basis of the results presented on the maps, it is feasible to put forward measures to reduce the transfer of particulate matter into the stream. The first type of measure concerns the protection and restoration of the banks:

- doing away with uncontrolled access to drinking areas and restoring eroded banks
- putting up fencing along the banks, at least 0.5 m from the edge
- installing nose pump reservoirs, gravity fed from the stream.

These measures were taken in the *Violettes* watershed in 2007 by the local planning and water management authority for the *Selune* river (of which the *Oir* is a right-bank tributary), following the results of our initial research study carried out from 2002.

A second type of measure is suggested to restore, conserve or rehabilitate the framework of bocage:

- restoring and maintaining some existing embankments, with hedge replanting in some cases
- re-establishing embankments with a hedge to stabilise them in certain particularly sensitive areas and in those places where they had disappeared as a result of excessive land consolidation in 1982, or subsequent farm expansions.

These measures have also been implemented by the farmers on the sites studied.

The multicriteria decision analysis method used here with ELECTRE III appears to be an efficient tool to aid environmental diagnostics. It is all the more effective if users have good knowledge of the territory they are studying. This knowledge of the territory and agricultural practices is essential in order to achieve good weighting of the criteria, to validate initial results by obtaining expert opinion on typical plots. Subject to specific adaptations and the choice of relevant criteria, the procedure can be used for different types of agricultural and environmental problem and is particularly well adapted to small watersheds with diffuse pollution linked with excess nitrates or the transfer of plant protection products into the surface water.

We think that it would be interesting to couple the two methods, ELECTRE TRI-C and ELECTRE III.

- first, the TRI method to compare all the plots with standard classes and achieve better classification, as plots would not be compared with each other but according to the references stipulated for each class
- then ELECTRE III just in the two classes the most at risk, to obtain more precise information about plot classification for small watersheds.

Regarding the ELECTRE methods, a computerised development linking up the database directly with the GIS and MCDA software would be a very useful tool in decision aid for environmental risks.

Acknowledgements

We thank the PAPIER project of the ECOGER program which funded this work. We are grateful to the anonymous reviewers for their valuable comments and suggestions, which improved the technical detail and the presentation of this paper. We thank also Mr. *Garry Hutton* and Mr. *Peter Hancock* for reviewing the English style.

References of this paper and others are integrated with all references at the end of the manuscript.

3.2 Risque de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires et effets des bonnes pratiques environnementales

Les travaux ayant fait l'objet de cet article scientifique ont été conduits d'une part, dans le prolongement des projets interrégionaux "IMAQUE" (2004-2006) : *"Impact des activités agricoles sur les transferts de matière et de polluants et sur la qualité des eaux, des sols, des sédiments et des milieux aquatiques sur les Coteaux de Gascogne"* et "INSOLEVIE" (2006-2009) : *"Risques environnementaux liés aux pollutions agricoles et qualité physico-chimique et biologique des cours d'eau ; modélisation de l'impact des pollutions ; performance environnementale des activités agricoles"* ; d'autre part, dans le cadre du projet européen INTERREG-SUDOE IVB - "AGUAFLASH" (2009-2012) : *"Développement d'une méthode d'évaluation des risques de dégradation de la qualité des eaux dans les bassins versants agricoles au cours de crues transposable aux bassins versants de Sudoe"*.

Les objectifs des deux premiers projets étaient de caractériser les états de surface, l'occupation des sols, les pratiques agricoles et les dispositifs agro-environnementaux sur les bassins versants du Sud Est du Gers, zone des Coteaux de Gascogne, et de déterminer leurs impacts sur les niveaux de concentrations, l'intensité des flux, l'intensité de l'érosion mécanique et chimique, puis de modéliser les dynamiques de transfert des matières azotées et phytosanitaires depuis les sols où elles sont épandues, jusqu'aux ruisseaux et aux rivières vers lesquels elles sont exportées. L'objectif du projet AGUAFLASH était de développer une méthodologie qui permette d'évaluer les risques de contamination des eaux de surface en période de crues à l'échelle des bassins versants agricoles du sud-ouest européen (Sudoe). Cette méthodologie a été mise œuvre sur 4 bassins versants agricoles de caractéristiques hydro-climatiques et typologiques différentes, visant à être transposable aux bassins versants agricoles de Sudoe. Cette démarche d'aide à la décision doit permettre d'une part, d'aider les plans d'actions pour administrer les points de captage de l'eau potable et d'autre part, de mettre en place des mesures efficaces sur les sources de pollution identifiées.

Notre question de recherche principale (UR ADBX) était de représenter spatialement le risque de contamination des cours d'eau, notamment en période de crues, par les matières azotées et phytosanitaires d'origine agricole, à différentes échelles spatiales. Ces travaux ont fait l'objet de mémoires de fin d'études d'agronomes et de géographes ; notamment à l'échelle des grands bassins versants (Lucas, 2004 ; Riglos, 2005 ; Lavie, 2005 ; Balestrat, 2006 ; Blasquez, 2008 ; Boussetta, 2009) et à celle du petit bassin d'Auradé (Bernet, 2010), en effectuant une analyse et modélisation multicritère, parallèlement à celles conduites sur les BV de l'Oir. Ces travaux ont également fait l'objet de présentations à plusieurs séminaires et colloques.

L'article scientifique ci-après est relatif aux travaux conduits à l'échelle du parcellaire sur le bassin d'Auradé. Il a été publié, sous les références :

Macary, F., Almeida-Dias, J., Uny, D., Probst, A. (2013) Assessment of the effects of Best Environmental Practices on reducing pesticide contamination in surface water, using multicriteria modelling combined with a GIS - International Journal of Multicriteria Decision Making - Vol. 3, n° 2-3, pp. 178-211.

Ce papier présente une évaluation des effets des bonnes pratiques environnementales pour la réduction de la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires, en utilisant une modélisation multicritère combinée avec un SIG.

Résumé : Depuis un demi-siècle, le développement important de l'agriculture intensive a conduit à une utilisation massive d'intrants tels que les produits phytosanitaires. L'utilisation excessive de ces substances a contaminé les eaux de surface et des eaux souterraines. Quelques points de captage pour l'eau potable ont dû être abandonnés. Il y a une trentaine d'années, dans le sud-ouest de la *France*, un groupe d'agriculteurs a décidé d'améliorer ses méthodes de culture, et également de développer de nouvelles meilleures pratiques environnementales, telles que des bandes enherbées le long des cours d'eau et les ripisylves.

En combinant un modèle multicritère d'aide à la décision, utilisant une procédure de tri (ELECTRE TRI-C), avec un SIG, nous avons pu affecter chaque parcelle agricole d'un petit bassin versant élémentaire à l'un des cinq niveaux de risque associés à la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Nous avons également évalué l'efficacité de bonnes pratiques environnementales, et avons constaté que leur utilisation a conduit à une réduction du risque de transfert de pesticides. Cette méthode vient renforcer les outils d'aide à la décision, à la fois pour les gestionnaires de la ressource en eau, et les acteurs de l'agriculture et de l'environnement.

Mots clés : bonnes pratiques environnementales ; ECOPHYTO 2018 ; ELECTRE TRI-C ; risques environnementaux ; SIG ; modélisation multicritère ; contamination des eaux de surface ; produits phytosanitaires ; ripisylve ; bande enherbée.

Assessment of the effects of Best Environmental Practices on reducing pesticide contamination in surface water, using multicriteria modelling combined with a GIS

Francis Macary*

Irstea, ADBX Unit

50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France

E-mail: *francis.macary@irstea.fr*

*Corresponding author

Juscelino Almeida-Dias

LAMSADE, Université de Paris-Dauphine,

Place du Maréchal de Lattre de Tassigny, F75775 Paris, France

E-mail: *judiascv@gmail.com*

Daniel Uny

Irstea, ADBX Unit

50 avenue de Verdun, F33620 Cestas-Gazinet, France

E-mail: *daniel.uny@irstea.fr*

Anne Probst

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (EcoLab),

Université de Toulouse, INPT, UPS, ENSAT, Avenue de l'Agrobiopôle,

31326 Castanet-Tolosan, France

and

CNRS, EcoLab,

F31326 Castanet-Tolosan, France

E-mail: *anne.probst@ensat.fr*

Biographical notes:

Francis Macary is an Agronomist and Researcher in the Environmental Sciences at Bordeaux Center of the French Public Institute of Sciences and Technologies for the Environment and Agriculture (Irstea). His principal research topics are: environment risk assessment according to agricultural practices focusing on the transfers of nitrogen, pesticides and total suspended solids on water. He uses also multicriteria analysis for decision aiding in the public environmental policies, at several spatial scales. He is a member of the specialist engineers in French Ministry of Agriculture. He has participated in several National and European investigation projects.

Juscelino Almeida-Dias has recently obtained his PhD in Industrial Engineering and Management of Lisbon University and Business Intelligence of Paris Dauphine University. His research interests are in ordinal classification, nominal classification, multicriteria clustering, multiple criteria decision aiding, operational research, electoral systems, project management, accounting, finance, family enterprises management, learning management. He is now working in a consultant office in Paris for decision making aid.

Daniel Uny is a Geomatician in the Amenities and Dynamics of Rural Areas Research Unit at Irstea-Bordeaux Center. He has participated in several French and European projects in support to different colleagues in the team. He uses different GIS softwares and remote sensing.

Anne Probst is a Senior Researcher in the ECOLAB Laboratory of Toulouse University, National Polytechnic Institute of Toulouse (INPT) and the National Center of Scientific Research (CNRS). She is specialist in issues about geochemistry of the environment, hydrology, water pollution and soil contamination impacts, eco-forest soils. She has participated in several national and international investigation projects, recently in China and Russia and has published around an hundred papers in international journals and many books chapters.

Abstract: For half a century, the significant development of intensive farming has led to a massive use of products such as pesticides. The excessive use of these substances has contaminated surface water and groundwater. Some drinking water extraction points have also had to be abandoned. Around 30 years ago, in the southwest of France, a group of farmers decided to improve their farming methods, as well as developing new best environmental practices, such as grass strips along streams and riparian forests.

By combining ELECTRE TRI-C, a sorting multi-criteria model, with a GIS, we were able to assign each farming parcel to one of the five levels of risk associated with surface water pesticide contamination. We also assessed the effectiveness of best environmental practices, and found that their use led to a reduction in the risk of pesticide transfer. This methodology re-enforces decision support tools for both water resource managers and agricultural and environmental stakeholders.

Keywords: best environmental practices; ECOPHYTO 2018; ELECTRE TRI-C; environmental risks; GIS; multi-criteria modelling; surface water contamination; pesticides; riparian zone; vegetative filter strip.

3.2.1 Introduction - Background

Since the second half of the 20th century, worldwide food production has seen a significant increase, particularly in countries with a high level of farming activity. This is due not only to advances in genetics, increased mechanisation, and improved farming techniques, but also a more widespread use of chemical products such as fertilisers and pesticides. Unfortunately, while agricultural pesticides have improved agricultural productivity, they have also caused potential risks to human health and the environment (*OECD, 2008*). The risks vary greatly depending on a pesticide's inherent toxicity (or hazard) and exposure. Exposure depends on a number of factors, such as the application method, weather after application, the environmental mobility and persistence of molecules, the characteristics of the ground (slopes, soil characteristics), proximity to bodies of water, and the nature of the hydrographical network.

The Organisation for Economic Development and Cooperation (*OECD, 2008*) has compared the use of pesticides for each member country by the indicator of overall sales of these products. The use of pesticides in developed countries declined by 5% over the period 1990 to 1992 to 2001 to 2003, but was marked by a large variation in trends between countries (measured in terms of the quantity of active ingredients). Agriculture accounts for 90% of all pesticide use, with some examples of other users being local councils, road and railway maintenance contractors, and members of the public for use in their own gardens.

Among the largest users of pesticides across the OECD, pesticide use increased in Italy, *Mexico* and *Spain*, while decreasing in *France*, *Japan* and the *USA* (where agriculture accounts for 75% of pesticide use). Together, these top-consuming countries accounted for around three quarters of total OECD pesticide use in 2001 to 2003. For example, in *France* (the world's third largest consumer of pesticides) the overall quantity of pesticides (active products) sold was 95,300 tons in 1990 to 1992, 85 500 tons in 2001 to 2003 (*OECD, 2008*), and around 78 000 tons in 2008. The OECD indicators show a link between the use of pesticides and risk levels. When more pesticide is used, contamination risks are increased, and when less pesticide is used, they are reduced.

Some studies have shown that tests are unfortunately not always being carried out in the most appropriate places – i.e., on farmland where pesticides are extensively used. Furthermore, indicators of pesticide sales are now less representative of the consequences for both human and animal health, and that of the environment. The reason for this is that over the last decade, it has become more common to replace traditional molecules with new ones, which are used in very small doses. These new molecules are more difficult to accurately measure, and environmental managers

therefore find it harder to monitor their presence in the natural environment. On top of this, their increased concentration makes them a great deal more toxic when coming into contact with water, even in very small quantities.

Since the early '80s, the European Community has gradually begun to control pesticide use, through various regulations to reduce their impact on the environment, and the likely risks to human health. Standards have been established for the maximum levels of pesticides in drinking water and food (CEE, 1998). As part of the Common Agricultural Policy (CAP), the EC identified pesticides that could potentially damage the environment, as well as strengthening the toxicological and ecotoxicological criteria for registration of plant protection products and marketing: Directive 91/414/EC replaced by Regulation No. 1107/2009 from 21/10/09 (EU 2009a). But, the intensive use of pesticides for four decades without any consideration for environment (and public health) have led to a major problem: many water systems have come to serious harm, and some pumping stations for drinking water have had to be closed down due to excessive concentrations of pesticide (Barriuso, 2004; Claver *et al.*, 2006; Carvalho, 2006; IFEN, 2007). In view of this significant reduction in water quality, the European community decided to impose the Water Framework Directive (EC, 2000), which requires member states to achieve a rating of 'good' for the ecological and chemical quality of water bodies within their jurisdiction by 2015.

Directive 2009/128/EC (EU, 2009b) establishes a framework for community action to achieve a use of pesticides in keeping with sustainable development policies. It serves as a guide at national level. In France, the Ministry of Agriculture has created the Ecophyto 2018 plan (MAP, 2008), aimed at reducing pesticide risks. It demands a 50% reduction in the use of pesticides within the next ten years (2008 to 2018) and the removal from sale of around 50 different molecules that have been recognised as health hazards (MEDD-MAAPRAT, 2011). European States are now subject to a results-based water quality policy, rather than one that simply specifies the means to be put in place. Farmers receive funding from the CAP but on the provision that they improve their agricultural practices. For instance, the managers of water agencies in France have now decided to prioritise the protection of water pumping zones. It is no longer sufficient to achieve this goal by agricultural means alone, and environmental action must also be taken (IFEN, 2007; OECD, 2008). This explains why the managers of water public institutions have also developed best environmental practices (BEPs) (FAO, 1994) in addition to best management practices (BMPs). Some examples of BEPs are vegetative filter strips (VFS) and riparian zones (RZ), along streams and rivers. These BEPs have been studied for around 20 years, and their assessment is essential in providing good advice to farmers.

Different studies have shown the positive effects of RZs in decreasing total suspended solids (TSS) in water (Schlosser and Karr, 1981). This is essential for the pesticide molecules adsorbed on the TSS. Hedgerows also have a significant influence on the surface runoff (Mérot *et al.*, 1999). The main effect of BEPs is that a part of the catchment – up to 40% of the total area – is disconnected from the river course due to the presence of hedges, which behave like wells, collecting large amounts water and other substances. Many experiments have demonstrated the effectiveness of VFSs in reducing the flow of pesticides in surface waters: in the USA (Misra *et al.*, 1996; Schmitt *et al.*, 1999); in France (Patty *et al.*, 1997; Carluer *et al.*, 2009). Along the sides of streams, the efficiency of the VFS depends on their width, the length of the watershed slope, and of course on their maintenance (CORPEN, 1997). The grass of the VFS retains the solid particles, and water containing dissolved products filters through to the roots, where microorganisms cause them to degrade. A RZ improves the efficiency of the whole buffer zone, when it is located between the stream and the VFS, (Gril and Lacas, 2004). Their efficiency depends on dominant hydrological processes: surface runoff, deep infiltration, lateral subsurface flow, tile drainage flow. A sound diagnosis at the watershed or the hill slope scale is necessary to optimise the design of a set of buffer zones in the area in question. The French adaptation of the CAP regulations imposes a width of five to ten metres (Lafitte and Cravero, 2010).

In order to evaluate the decrease in the use of pesticides, different methods with indicators or hydrological models have been developed (*Aurousseau et al., 1998, Centofanti et al., 2008, Gascuel-Odoux et al., 2009, Sorgan et al., 2010*). BEPs are best evaluated using qualitative criteria, but the aforementioned methods use only quantitative figures. As a result, they do not effectively evaluate the effects of BEPs. Other groups of methods called multi-criteria decision aiding (MCDA) methods, or multi-criteria decision analysis methods were developed in the 1970s (*Roy, 1968*). They have been used in several sectors (*Schärlig, 1985, 1996; Roy, 1990; Roy and Bouyssou, 1993; Maystre et al., 1994*). Since the early 1980s, these methods been tested with success on environmental management issues (*Simos, 1990*). Given the spatialised nature of environmental issues, it was not long before MCDAs were coupled with the use of a geographical information system (GIS).

Our research aimed to assess the efficiency of BEPs as they apply to the problem of pesticide transfer into surface waters, using a MCDA sorting method, combined with a GIS. Risk zone modelling of these types of agricultural and environmental practices is first and foremost of benefit to farmers and their advisers in the field. It is also useful to public environmental managers who are looking for advice on proven BEPs for water protection. The objective of the project is two-fold: firstly to provide a risk-assessment method for each farming parcel (the level of decision for farmers) and secondly to assess the BEPs, taking into account all relevant criteria. This method is suitable for use in an environmental context, and can also be used for a wide variety of other purposes.

Before using this method in different regions, we tested it in a small watershed in the southwest of France, located around the village of *Auradé*, where intensive farming is commonplace. There is a local agricultural association of 36 members who work together to improve farming methods, and reduce their impact on the environment. The willingness of the local farmers and advisers to embrace changes was a key factor in choosing this location. In *Section 3.2.2*, we will introduce our study site and the different criteria considered, along with the multi-criteria modelling and interaction between the GIS and MCDA sorting methods. In *Section 3.2.3*, we will present our results regarding the effect of BEPs on pesticide risks, along with a general discussion.

3.2.2 Equipment and methods

After defining the study site, we will present an overview of the chosen sorting method, the interaction between the GIS and MCDA methods, and the modelling method, as it was applied to pesticide transfer risks.

3.2.2.1 Study site

The study site is located in the southwest of *France*, in the *Coteaux de Gascogne* area, which is part of the hydrographical basin of the *Adour and Garonne Rivers* (*Figure 3-08*). The *Gascony* area is drained by 17 rivers. These rivers are all left tributaries of the *Garonne River*, located between the *Pyrenees* and the *Atlantic Ocean*. All rivers have their source in the *Lannemezan plateau*, in the *Pyrenees* piedmont. Some of their watersheds cover several thousand square kilometres. Our test site was the small *Auradé watershed* (*Montoussé stream*), near *Toulouse*, which is located in the 1,150 km² catchment area of the *River Save*. Divided into approximately 90 agricultural parcels, this small watershed covers an area of 330 ha. It is used by 12 farmers. The local climate is influenced by the proximity of the *Atlantic Ocean* and the *Pyrenees*, with the *Mediterranean* also having a slight effect. The annual rainfall is around 700 mm, with evapotranspiration of 820 mm.

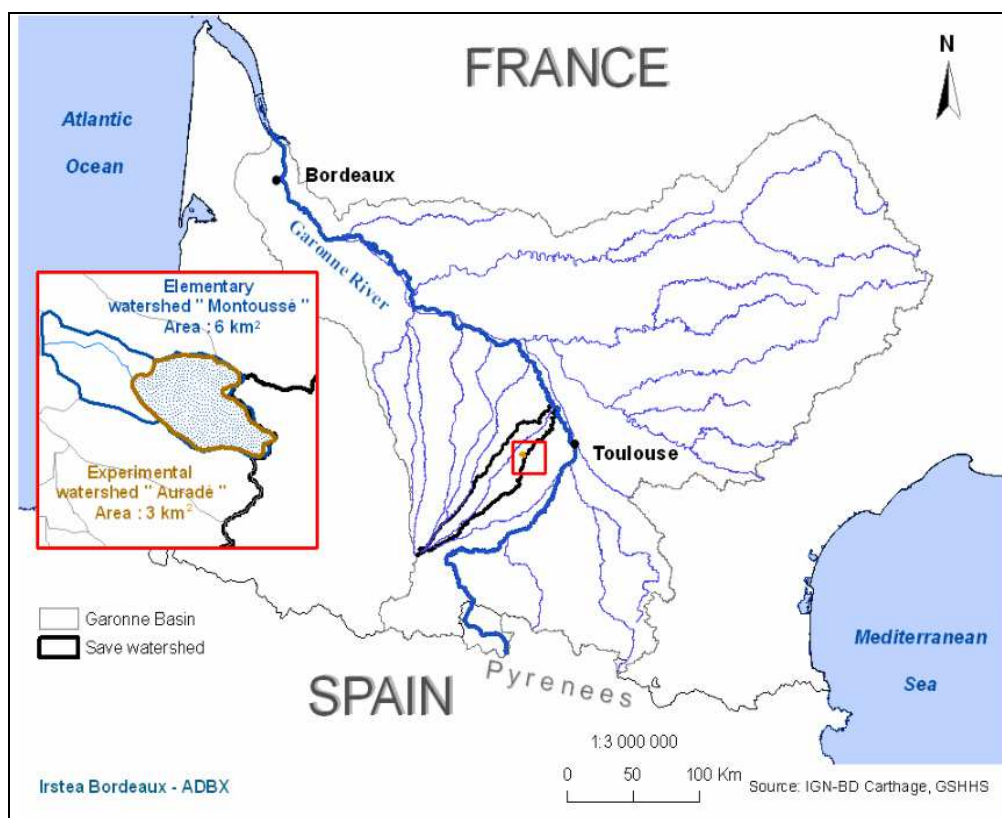


Figure 3-08. Location of the study site (Southwest of France)

During stormy periods, drained water can cause the transfer of soluble contaminants. Temperatures are generally higher in the summer, reaching an average of 25°C in July and August. 50% of this agricultural land has slopes steeper than 15% (*Annexe 25*), which contributes greatly to the runoff phenomenon. The geological substratum is essentially impermeable, which is very favourable to the phenomena of surface and subsurface runoff, and contaminant transfer into streams. The soil type is predominantly non-permeable clay-limestone (*Figure 3-09*), with most transfers taking place as a result of runoff.

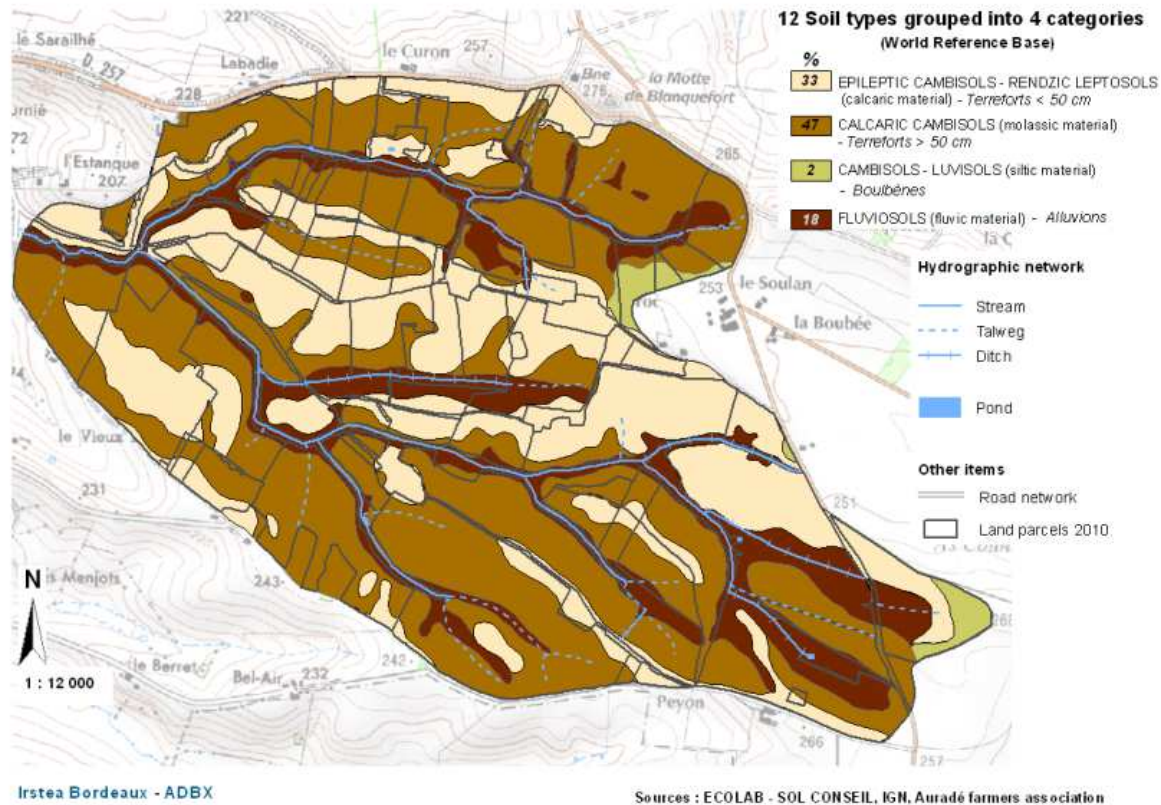


Figure 3-09. Aggregation of soil types in Auradé Watershed into four main categories

The Auradé area is characterised by intensive agriculture. The dry climate and difficulties in irrigating the slopes mean that the main crops tend to be cereals (36% total land use), sunflowers (50%) and rapeseed (9%). These are shown in Figure 3-10. The crop rotation is very short on each farming parcel (typically two or three years) and inputs like nitrogen, pesticides are higher, in order to obtain optimum yields. These data are indicative of an intensification in the local farming system. The plots themselves are large, often more than ten hectares each. This is due to widespread deforestation that took place after a rural exodus around 50 years ago, to make way for cereal crops, and ever larger pieces of farm machinery.

The intensification of agricultural practices has led to a general degradation of the surface water quality (*Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2009*). In the entire region, only 12% of the surface water stations met the requirements for drinking water production. A further 55% were able to comply after treatment, and 33% were unable to comply. In rivers, 98% of the stations had at least one molecule detected, and 87% had at least one result greater than 0.1 µg/l (the maximum for a single type of molecule in water destined for public consumption; 0.5 µg/l is the maximum for the sum of the concentrations). Across all of the stations, 98 molecules were found (out of a list of 140 looked for during tests). The most common molecule was AMPA (breakdown product of glyphosate, an herbicide used in field crops, vines, fruit trees and non-agricultural areas. It was found in more than 43% of samples. S-metolachlor, which replaced atrazine herbicide in 2003, was detected in 37% of cases. These are the two most abundantly sold molecules in the Adour-Garonne river basin.

The environmental situation of water quality is still worrying and made even more so by the fact that water destined for public consumption is obtained from these rivers through pumping stations. The main water pumping station of Save River serves 20,000 inhabitants, and is located 5 km² from the 'Auradé' watershed. This prompted the water agency responsible for the Adour-Garonne area to make provisions for the protection of watershed areas from pollution (*Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2009*). This experimental watershed is a commonly used reference by water institution managers in analysing surface water contamination as part of an intensive cropping system.

Measures designed to reduce water contamination were already in force in the area where we carried out our study. Financial incentives were mainly targeted at reducing river pollution, a policy which was initially tested on certain watersheds, including ours. Studies have been carried out on nitrogen transfer in this area for 25 years: Nitrate measurements were initially carried out in the *Montoussé* stream (*Auradé* watershed) in 1985 by AZF *Toulouse* (now GPN-TOTAL Company) to assess the impact of agricultural practices and landscape management on nitrate concentrations in streams. Since 1995, pesticides have been measured at the outlet and intensive environmental research has been carried out for about ten years. Since 2004, major and trace elements, suspended matter, carbon and nutrients have been measured at the stream outlet and in rainwater and soil solutions for the main parameters (and more recently for stable isotopes). The geochemical behaviour of nitrates, metals and pesticides has been investigated at the solum and watershed scales, particularly in relation to the hydrological regime and to agricultural practices (*Bur et al., 2009; Ferrant et al., 2011; N'Guessan et al., 2009; Taghavi et al., 2010, 2011*).

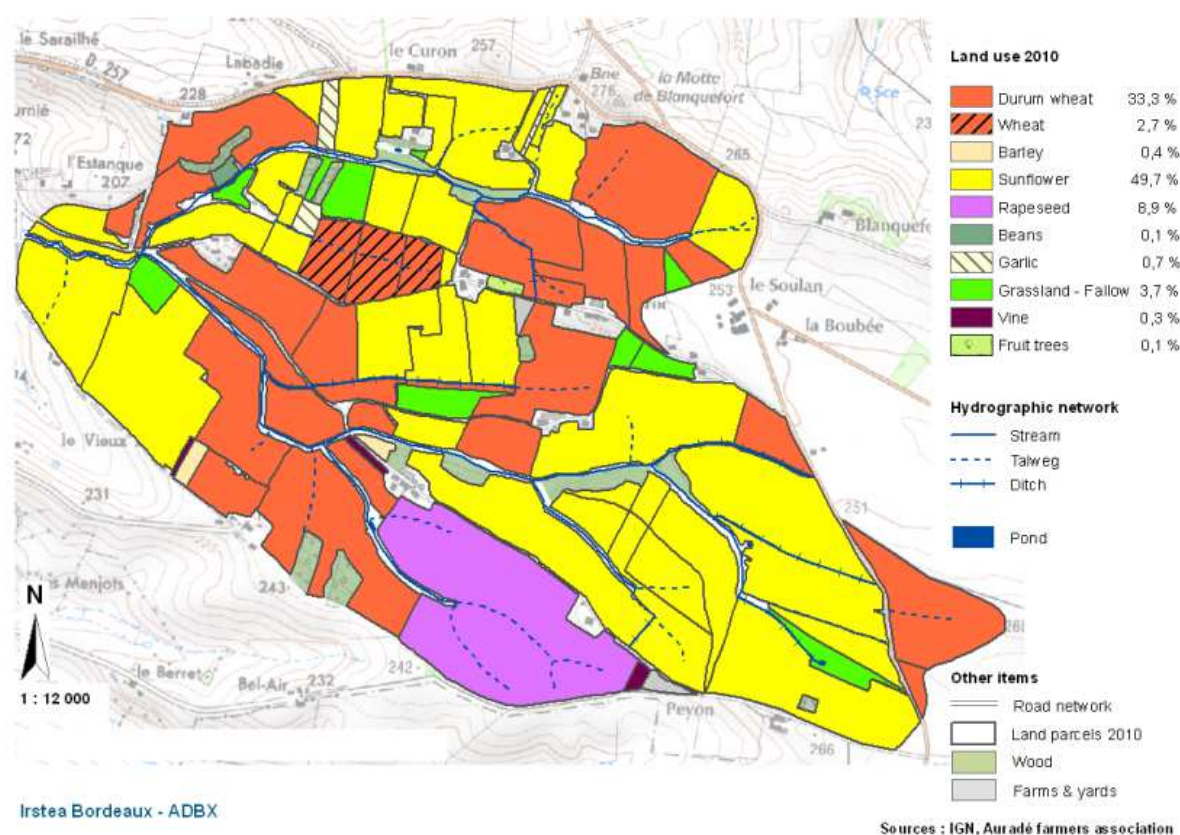


Figure 3-10. *Auradé* Watershed: land use in 2010

3.2.2.2 An overview of the chosen sorting method

The aim the study is to assign each agricultural parcel to a risk level according to pesticide transfer. This critical task can be carried out using a multi-criteria sorting method. This section presents the main related MCDA concepts, and an overview of the chosen sorting method.

a) Concepts, definition, and notation

To fully understand the MCDA, there needs to be a co-constructive interactive process between those carrying out the analyses, and agronomists' experts are required.

We consider that $A = \{a_1, a_2, \dots, a_i, \dots\}$, which represents a set of potential actions, i.e., a group of agricultural parcels. These parcels must be analysed in terms of the pesticide transfer risk.

These agricultural parcels in turn belong to the *Auradé* watershed, where farmers make their own decisions regarding land use and agricultural or environmental practices. This is also the decision level at which environmental managers can influence farmers in changing their agricultural practices and arrangements. This set can be known a priori in its entirety, or it may appear progressively during the decision aiding process.

The farming parcels are evaluated based on a coherent set of criteria, denoted $F = \{g_1, g_2, \dots, g_j, \dots, g_n\}$, with $n \geq 3$. Therefore, $g_j(a)$ represents the perform context, a criterion is a tool representing a physical process for evaluating and comparing farming parcels according to the surface water contamination risk.

Each criterion g_j must be either associated with an increasing preference direction or a decreasing preference direction. In the latter, it means that the preferences increase when the performances decrease, and in the former, it means that the preferences increase when performances also increase. Moreover, each criterion is also associated with an ordered preference scale which contains all the possible performances of an agricultural parcel based on such a criterion, taking into account the pesticide transfer context. The criteria are also associated with two discriminating thresholds (called indifference and preference thresholds, denoted q_j and p_j , respectively, $j = 1, \dots, n$). These thresholds help to take into account the imperfect character of the performances of each agricultural parcel as well as some arbitrariness when building sets of criteria.

The aggregation of the performances of each farming parcel is obtained through the so-called 'power of the criteria', which is defined by the relative importance coefficients, or weights, denoted w_j , $j = 1, \dots, n$, and, optionally, the veto thresholds, denoted v_j , $j = 1, \dots, n$, which are used to manage critical values on a certain criterion (Mousseau, 1993; Roy, 2001).

b) An overview of ELECTRE TRI-C

ELECTRE TRI-C (Mousseau et al., 2000; Almeida-Dias et al., 2010) was designed to be used within the framework of a constructive approach. This decision-aiding sorting method must be applied in contexts where categories are fully ordered (from the worst to the best, for instance).

Each category must be defined a priori to receive actions (e.g., farming parcels), which will be or may be processed in the same way (at least for the first step). The definition of each category is based on a unique characteristic reference agricultural parcel, because their performances on the criteria are the most representative for assessing the corresponding risk level.

When using the ELECTRE TRI-C method (Almeida-Dias et al., 2010), the objective is to assign the actions to a set of completely ordered categories, denoted $\{C_1, C_2, \dots, C_h, \dots, C_q\}$, with $q \geq 2$. Assuming that C_1 represents the worst category (highest risk) and C_q represents the best category (lowest risk), the assignment of a farming parcel to a risk category C_h is based on a comparison between the performances of this parcel in all criteria and those of each characteristic reference parcel b_h in each risk category.

The ELECTRE TRI-C assignment results are based on the outranking credibility indices, denoted $\sigma(a, b)$, (Almeida-Dias et al., 2010) which are compared to a chosen credibility level, denoted λ . This level is a minimum degree of credibility which is considered or judged necessary by the agronomists' experts to validate (or not) the statement ' a outranks b ' (meaning that a is at least as good as b) taking all the criteria from F into account.

In general, this minimum credibility level has a value within the range $[0.5; 1]$ and it can be roughly interpreted as a majority level, as in the voting theory. In order to preserve the role of the characteristic reference agricultural parcels, ELECTRE TRI-C makes use of a selecting function, denoted $p(a, b)$ to choose between two consecutive selected categories. This decision-aiding sorting method is composed of two joint rules, called the descending rule and the ascending rule (which must be used together and not separately), since they are not significantly different when applying a transposition operation.

According to the descending rule selection process [Figure 3-11(a)], if we start the pairwise comparison on the best characteristic reference action, either category C_t or category C_{t-1} can be selected by making use of the chosen credibility level. The selecting function is then used to make a choice between C_t and C_{t+1} , or between C_{t-1} and C_t .

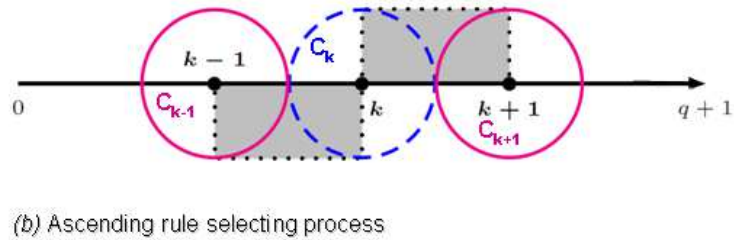
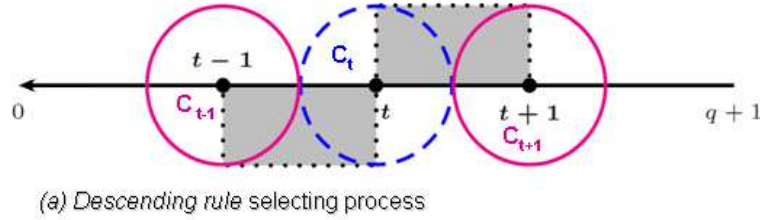


Figure 3-11. Assignment process in ELECTRE TRI-C, (a) descending rule selecting process
(b) ascending rule selecting process

The descending rule consists of choosing a credibility level λ ($0.5 \leq \lambda \leq 1$) and decreasing the number h representing the risk category considered, from the max value ($q + 1$) until a value t , such that $\sigma(a, b_t) \geq \lambda$. The unique category is obtained as follows:

- a** where $t = q$, C_q is a possible category to assign action a
- b** where $0 < t < q$, if $\rho(a, b_t) > \rho(a, b_{t+1})$, then C_t is a possible category to assign a ; otherwise, select C_{t+1}
- c** where $t = 0$, C_1 is a possible category to assign a .

According to the ascending rule selection process [Figure 3-11(b)], if we start the pairwise comparison with the worst characteristic reference action, either category C_k or category C_{k+1} can be selected by making use of the chosen credibility level. Then, the selection function is used to make a choice between C_k and C_{k-1} , or between C_{k+1} and C_k .

The ascending rule consists of choosing a credibility level λ ($1/2 \leq \lambda \leq 1$) and increasing the number h , representing the same risk categories considered, from zero until the first value, k , such that $\sigma(b_k, a) \geq \lambda$. The unique category is obtained as follows:

- a** for $k = 1$, C_1 is a possible category to assign action a
- b** for $1 < k < (q + 1)$, if $\rho(a, b_k) > \rho(a, b_{k-1})$, then select C_k is a possible category to assign a ; otherwise, select C_{k-1}
- c** for $k = (q + 1)$, C_q is a possible category to assign a .

Each one of these rules selects only one category to which an agricultural parcel can possibly be assigned. They are used conjointly in order to highlight the highest and the lowest appropriate category to receive an agricultural parcel. These two categories can be the same. When they differ, this means that the assignment of such an agricultural parcel is based on a range of possible categories, taking into account the way in which the set of characteristic agricultural parcels defines the categories. Experts with a good knowledge of the site (agronomists in this project) must validate the category chosen.

3.2.2.3 Interaction between GIS and MCDA

GIS have been increasingly widely used in spatial analysis for environmental problems over the last 20 years, and many scientific papers have been written with regard to the relationship between MCDA modelling and GIS. *Chakhar and Martel (2003)* presented a strategy for integrating GIS and MCDA. *Malczewski (2006)* carried out an important survey of literature with regard to GIS combined with MCDA and their many applications.

Combinations between GIS and MCDA methods have been applied in several professional fields: agricultural land use (*Janssen and Rietveld, 1990; Arondel and Girardin, 2000; Ceballos-Silva and López-Blanco, 2003; Chen et al., 2010; Macary et al., 2010a, 2010b*), for assessment of soil loss, consequences of erosion (*Laaribi, 2000; Cavallo and Norese, 2001*), for local development problems (*Joerin et al., 1998*), for land management (*Joerin and Musy, 2000*), for locating suitable sites to dispose of radioactive waste (*Carver, 1991*), for planning landfill sites (*Sumathi et al., 2008*), choosing wind farm sites (*Baban and Parry, 2001*), urban corridors (*Chakhar and Mousseau, 2008*), and forest fire risks in the Mediterranean region (*Pasqualini et al., 2011*).

These methods of analysis and decision support are well suited to agro-environmental issues. They allow both quantitative and qualitative criteria to be taken into account. We also connected a GIS (ArcGis®) with a MCDA method (ELECTRE TRI-C), especially for the environmental application of risk assessment. The general diagram of the methodology (*Figure 3-11*) shows the interaction between the GIS and the MCDA method. The ArcGis® software is a very effective tool, and is used by many research institutes, as well as by specialist consultancies, who appreciate its powerful spatial analysis and calculation capabilities. We used ArcGis 9.3® for spatial processing, and previously used ArcInfo® to digitalise the cadastral layer of different plots of land. Due to the integration of qualitative criteria, and the way in which the data needed to be sorted, we used the ELECTRE TRI-C method.

It is important to note that our aim was to develop a method for both quantitative and qualitative data, such as that obtained through meetings with stakeholders and observations in the field. This explains the need for a complete MCDA method that is properly suited to the needs of the study. We avoided using a GIS with an integrated and incomplete MCDA, which is less effective, and often unsuitable for handling this kind of data.

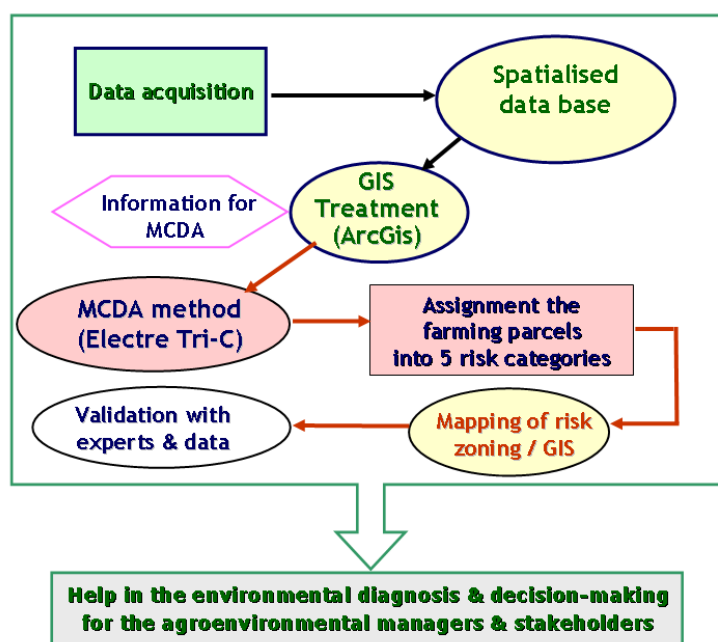


Figure 3-12. General diagram of the method combining GIS and MCDA

The GIS was used to integrate some quantitative data, and to carry out spatial processing, for instance, the slopes in relation to the location of different farming parcels. Some criteria scores were directly calculated through the GIS (details in *Section 3.2.2.4*). Following this, MCDA modelling is carried out separately, because some qualitative criteria (for instance, the BEPs) cannot be directly modelled with the GIS (the reasons for this are explained in *Section 3.2.2.4*). The parcels of land are then assigned by the MCDA model, and manually by the operator when the model cannot decide between two solutions. For the environmental risks, common practice is to create five categories: very low, low, intermediate, high, and very high.

For visual representation of the results, a link was made between the GIS parcel table and the MCDA results. These results were then shown on a map along with the percentage of arable land for each risk category. They were discussed with the relevant stakeholders and technical experts for the area in question. If necessary, other treatments are then carried out. These results are useful for environmental managers when proposing the implementation of BEPs and the associated subsidies. They can also help illustrate to local stakeholders (farmers and advisors) the advantages of these improved practices.

3.2.2.4 Modelling the set of criteria

In order to fully understand the information concerning the use of pesticides and the associated risks to surface water quality, it is first necessary to understand how agri-environmental risks are established. These contamination risks come from a combination of water being vulnerable to pollution (e.g., pesticides) and agricultural pressure (treatments applied to different crops).

The key environmental issues are the conservation, preservation, and rehabilitation of various uses of water resources (*CORPEN, 2003*). This paper focuses on the general pesticide problem in surface water treated for human consumption. When pesticides are applied to plants or to the soil surrounding them, there are different ways in which molecules can be transferred. This depends initially on their chemical properties, namely whether they are soluble or insoluble in water (*Barriuso, 2004*).

Environmental conditions also play a role in water vulnerability. This is due to the steepness of slopes, the nature of the hydrological network for surface runoff, soil types (controlling subsurface runoff and infiltration), and geological characteristics. Human intervention also has an effect.

This can be defined as land use, farming methods, and BEPs, such as VFSs and RZs. A general flowchart of these risk factors is presented in *Figure 3-13*. The diagram shows the correspondence between physical factors analysed with their consideration in the MCDA modelling, in the form of criteria.

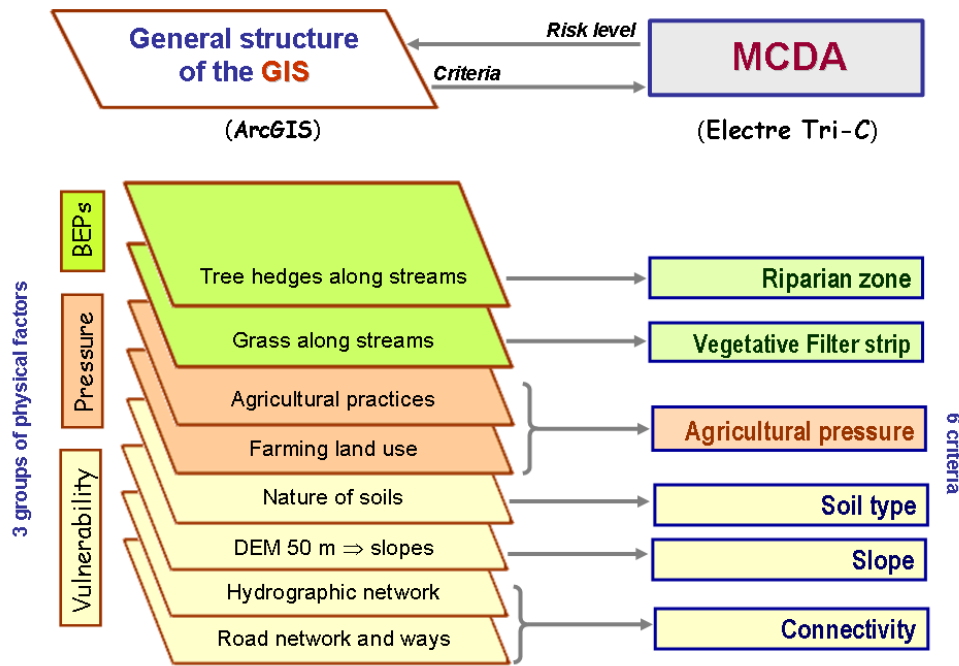


Figure 3-13. Various criteria analysed for the assessment of pesticide risks and BEPs effects

In order to assign a set of actions to a category, their performance under the criteria must first be considered. This is the evaluation stage. Performance of parcels for each criterion was either the result of direct measurement in the field, or was calculated on the basis of mapping data or surveys via a GIS. One major principle of multi-criteria analysis presupposes that criteria are not connected, and that they must be considered separately, without any common information (*Roy and Bouyssou, 1993; Mousseau, 1993*). This of course excludes any combination representing a first degree of analysis, which could then disrupt sorting of the farming parcels. On the other hand, a weighting system given to each criterion (*cf. 3.2.2.7*) can modify their significance, for the role it plays in pesticide transfer, or its limitation by the BEPs.

We selected six criteria for the multi-criteria model, according to their recognised importance in relation to the phenomena being studied, and of course according to whether it was possible to provide appropriate information for all the agricultural parcels (*Annexe 25*):

a First group – vulnerability of surface water:

- effect of combination of slopes and areas of the parcels: quantitative criterion
- connectivity between the parcels and the stream: qualitative criterion
- nature of soils: qualitative criterion.

b Second group: agricultural pressure (pesticides applications in this paper):
quantitative criterion.

c Third group: reduction of contaminant transfer into surface waters:

- VFSs between the parcels and the stream: qualitative criterion
- RZs beside the stream: qualitative criterion.

For each criterion, the highest scores given were associated with the highest risk.

Criterion g1 – combination of homogeneous slopes with their calculated surface

Slopes promote surface water runoff and thus the transfer of contaminants. This is an important natural factor in the approach to agri-environmental risks. Performance values do not record the average slope of a parcel, because it does not make sense in the process of physical transfer. Indeed, this is due to many deformations of the micro relief, in each farming parcel. Because of this, we calculated an index which takes into account the contribution of homogeneous slopes and their representative surface in each parcel.

We calculated this performance with the GIS (*Annexe 26*). On the basis of a DEM at 25 m extrapolated to a precision of 10 m, each parcel was broken down into polygons of uniform slope P_u and their surface area S_u (*Annexe 27*). We attributed the performance of the criterion *g1* for a parcel, by calculating $\sum (P_u \times S_u)$. This combination takes into account the whole surface area of a parcel in a criterion, the size of which affects its contribution to contaminant transfer. This is a criterion of quantitative nature. The higher the index value, the more a parcel's micro relief contributes to runoff.

Criterion g2 – soil type

Different soil types influence the flow mode of contaminants: partial retention on the ground, runoff, and infiltration into the subsurface or into groundwater. According to the World Reference Base, 12 different soil types were determined through soil analysis in 2006 (SOL CONSEIL-EcoLab) (*Annexe 28*). Cambisols accounts for 80% of the soil types present within the test area. This type of soil has almost entirely impermeable molasse bedrock (Bur et al., 2009). We divided this set of soils into four groups, selected during modelling. This allowed us to simplify scores, and interpret the final results (*Figure 3-09*). The groups are: A (Epileptic Cambisols-Rendzic-Leptosols (< 50 cm)); B (Calcaric-Cambisols > 50 cm); C (Cambisols-Luvisols); and D (Fluvisols). The scores for the criterion *g2* in each parcel consider the four soil types and their corresponding surface area. They were established as follows:

$$\text{Score of soil type} = (\%S_1 A * 8 \%S_2 B * 4 \%S_3 C * 2 \%S_4 D * 1) / 100$$

(S_x represents the area of each type of soil per parcel)

Criterion g3 – connectivity of each agricultural parcel to the stream

The conditions of connectivity have an effect on the transfer of pollutants. With a GIS, we can generally integrate the distances between the potential points of contamination and the streams automatically. However, it is not possible to take into account another important factor: the nature of connectivity. The advantage of the MCDA method is that it allows us to note qualitative elements previously observed on the watershed (*Annexe 29*) as follows:

- 9 – ‘very high’ connectivity, increasing the risk of pesticide transfer (edge of the streams with some drains)
- 8 – ‘high’ connectivity: parcels wholly situated along the edge of a stream
- 8 – ‘high’ connectivity: parcels of which a section is situated along the edge of a stream
- 5 – ‘intermediate’ connectivity: talwegs and ditches
- 3 – ‘weak’ connectivity (roads and paths)
- 1 – ‘very weak’ connectivity: very weak or no connectivity.

Criterion g4 – vegetative filter strips (VFSs) effects

The VFS is a vegetative strip used along streams in the lower parts of parcels, decreasing the transfer of soluble contaminants to the stream. However, the effectiveness of this solution depends on its width and serviceability, which was considered implement them in the modelling process, thus representing the level of protection in the various streams. Values are indicated in *Table 3-04*.

Table 3-04. MCDA scores for the effectiveness of VFSs

<i>Width</i>	<i>Quality</i>	<i>Protection level</i>	<i>MCDA score</i>
≤ 3 m	Bad	Very weak	15
	Good		14
]3; 5 m [	Bad	Weak	12
	Good		11
[5; 7 m [	Bad	Average	9
	Good		8
[7–9 m [	Bad	High	6
	Good		5
≥ 9 m	Bad	Very high	3
	Good		2
No interest	Parcel, far from the stream		0

Criterion g5 – riparian zone (RZ)

A RZ is a wooded area along the side of a stream. A good RZ improves the protection of streams and decreases contaminant transfer (*Mérot et al., 1999*). The effectiveness of this type of zone depends on the density of its vegetation. Its role complements that of the VFS. It is integrated into our analysis in terms of its characteristics and length. In the Auradé watershed, RZs along the streams are generally moderate, but certain places benefit from the protection of a denser wooded zone. Values are indicated in *Table 3-05*.

Table 3-05. MCDA scores for RZs

<i>Importance of riparian zone</i>	<i>Description</i>	<i>MCDA score</i>
[0%–10%[	No tree	10
[10%–25%[	Weak protection, just some trees	9
[25%–50%[	Passable protection	7
[50%–75%[	Average protection	5
[75%–100%[	High protection	3
100%	Very high protection	2
No interest	Parcel, far from the stream	0

Criterion g6 – agricultural pressure: pesticides

We characterised the agricultural pressure according to nitrogen, pesticides and TSSs due to land use and agricultural practices. This paper focuses only on pesticide problems. The risk assessment for the transfer of pesticide molecules into a stream is carried out based on the way in which chemicals are sprayed on each crop. The idea here is to consider the pesticide indicator calculated at the farming parcel level: *TFI* or *Treatment Frequency Index*. *TFI* is used in France to track the evolution of pesticide use.

$$TFI = \frac{\text{Applied dose} \times \text{Treated surface}}{\text{Registered dose} \times \text{Total surface of parcel}}$$

We calculated this index based on land use and farming practices in 2009 and 2010. This calculation was carried out for each parcel, as crop spraying methods vary between farmers. Some very small parcels of vine and fruit trees are cultivated solely for family consumption, but because of their location, and the large amount of pesticide used on them, they cannot be excluded.

TFI values calculated from inquiries in the field are: durum wheat (1.73 to 3.97), bread wheat (1.84 to 2.97), barley (2.63), sunflower (0.56 to 2.43), rapeseed (4.66), beans (small surface) (5), garlic (small surface) (3.70 to 4.50), vines (family consumption) (10), fruit trees (family consumption) (10), grassland - fallow (0).

As shown in the 2010 land use map (*Figure 3*), wheat and rapeseed crops that receive most of pesticides, occupy 45% of the land; sunflower: almost 50%. Because crop rotation is very short there – only around two years – this explains the intensive cropping system, as mentioned in *Section 3.2.1*. The performance matrix resulting from these multicriteria evaluations is showed in *Annexe 30*.

3.2.2.5 Modelling the set of categories

Firstly, we defined some ordinal classes, or risk categories, which have a clear meaning in a decision aiding context. Each category has been designed to group together agricultural parcels, whose risk levels must be processed in the same way. Five categories were selected by our expert agronomists, which is the traditional number of categories for environmental risk assessments. This set of categories is organised on a scale, going from the highest risk level (C1) to the lowest risk level (C5). Each category is characterised by a virtual benchmark parcel called ‘reference action’, *bh* (*Table 3-06*).

Each parcel is compared to the appropriate benchmark in order to judge its intrinsic characteristics. These characteristics are not compared with those of the other parcels, as opposed to the ranking method (ELECTRE III) where each parcel is compared with every single other parcel (*Macary et al., 2010b*).

Table 3-06. Performances of the characteristic reference parcels, for the five categories

C_h	Risk level meaning	b_h	Slopes/areas g_1	Soils g_2	Connexion g_3	Vegetative filter strips g_4	Riparian zones g_5	Pesticide pressure g_6
C_1	Very high	b_1	1,000,000	7	9	14	9	4.5
C_2	High	b_2	500,000	5	8	11	7	3
C_3	Intermediate	b_3	300,000	3	5	8	5	1.75
C_4	Low	b_4	200,000	2	3	5	3	0.75
C_5	Very low	b_5	100,000	1	1	2	2	0.25

3.2.2.6 Modelling data imperfections and arbitrariness

Not all elements within the performance matrix are determined with absolute accuracy. Because of this, thresholds were introduced into the ELECTRE models, called ‘indifference’ (q) and ‘preference’ (p) thresholds. Two actions (farming parcels) can be indifferent according to the criterion g_j , which is controlled by the indifference threshold. The indifference threshold is the point at which two actions are no longer regarded as having comparable performance. One parcel can also be strictly or non-strictly preferred over another. This function is controlled by a preference threshold, called p_j . The preference threshold sets the performance differential which causes one action to be preferred over another, based on the criteria g_j . Both of these thresholds can explain weak or strong differences.

The Indifference threshold (q_j), or Preference (p_j) of the performance g_j (a) of the farming parcel (a) according the criteria j , is an affine function including two coefficients α and β :

$$q_j[g_j(a)] = \alpha \times g_j(a) + \beta \text{ and } p_j[g_j(a)] = \alpha g_j(a) + \beta.$$

The values of the two coefficients α and β are specified by criteria and for each threshold. These coefficients can be calculated as a function of the worst or the best performances of (a) and (b). The general principle of the outranking method is summarised in *Figure 3.04, section 3.1.3.2*.

For the values of criterion 1 (homogeneous slopes and surfaces), we allocated the coefficients q_1 (α , β) and p_1 (α , β) such that: q_1 (0.035; 0) and p_1 (0.055; 0), according to the values obtained in the performance matrix. Performance values are continuous, and have a high amplitude, which explains why thresholds are directly dependant on performances. $\beta = 0$, because in this case, it does not provide further accuracy. For the other criteria, we decided not to link thresholds to performances, given that values are discrete for criteria 2, 3, 4 and 5 with low values. In the case of criterion 6 (pesticide pressure), values are continuous but in a scale of low values. *Table 3-07* shows the retained values of indifference threshold and preference.

Table 3-07. Values of the thresholds of indifference (Q), preference (P)

Criteria	Slopes/areas g_1	Soil type g_2	Connexion g_3	Filter strip g_4	Riparian zone g_5	Pesticide pressure g_6
Criterion nature	Quantitative	Qualitative	Qualitative	Qualitative	Qualitative	Quantitative
Indifference threshold Q (α , β)	Q (0.035; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0.25)
Preference threshold P (α , β)	P (0.055; 0)	P (0; 1.9)	P (0; 1.9)	P (0; 1.9)	P (0; 1.9)	P (0; 0.95)
Assumptions	1 Variable indifference and preference threshold as affine functions for criterion g_1 . 2 Indifference and preference thresholds are constant for criteria $g_j, j = 2, \dots, 6$.					

3.2.2.7 Modelling the role of the criteria

The various criteria have effects of differing importance on contaminant transfer. This means that weighting must be applied to optimise MCDA modelling. We used the SRF software (*Figueira and Roy, 2002*) to assign numerical values to the different weights of the criteria, with expert agronomists helping us to implement the model. This procedure used the ordinal nature of the criteria scales, meaning that the units and the range of scales have no effect when evaluating the importance of the coefficients. The obtained weights were validated by the experts, following some experiments using spatial visualisation of the risk level and taking into account their knowledge about the studied watersheds. The results of this are explained in *Table 3-08*.

Table 3-08. Weights of criteria using SRF procedure

Criteria	Slopes/areas g_1	Soil type g_2	Connexion g_3	Vegetative filter strip g_4	Riparian zone g_5	Pesticide pressure g_6
Weights (%)	18	6	23	13	10	30

Notes: The weights of the criteria were determined by using the SRF software (Simos-Roy-Figueira), with agronomists' experts.

CR1 + CR2 + CR3 = Vulnerability => 47% of the weights sum

CR4 + CR5 = BEPs => 23% of the weights sum

CR6 = Pesticide pressure => 30% of the weights sum

We used also a veto threshold (v_j) to apply the notion of discordance, only used for the pesticide criterion. With this threshold v_6 (0; 3), if a certain action b is better than action a in a specific criterion, it will be considered better than a in all other criteria. In this application, for instance, grassland never receives pesticide; therefore it must be only assigned to a very low risk level. However, its physical properties and its location close to the stream could place it in the intermediate risk band, despite their being no pesticide.

3.2.2.8 Validation of a risk level

The *credibility level* λ is a minimum degree of credibility (based on its criteria weighting) which is considered necessary for validating or refusing the assignment of an action within a particular category. The statement 'a outranks b' (meaning that 'a' is at least as good as 'b', or a must be at least assigned to the same risk level as b) takes into account all the criteria from F. This minimum credibility level must be between 0.5 and 1. We chose the high level of $\lambda = 0.7$, which means that an outranking statement can only be validated when the weights of criteria concerned represent 70% of the whole.

3.2.3 Results and discussion

3.2.3.1 Assignment of agricultural parcels according to pesticide risk and the effect of BEPs

This section presents the spatial visualisation of the ELECTRE TRI-C assignment results, by using the interaction between MCDA modelling and the GIS spatial structure. *Figure 3-14* shows results with the effect of BEPs in decreasing pesticides transfer to streams. In 2010, very high and high risk levels represented a very significant 42% of all farmland within the watershed.

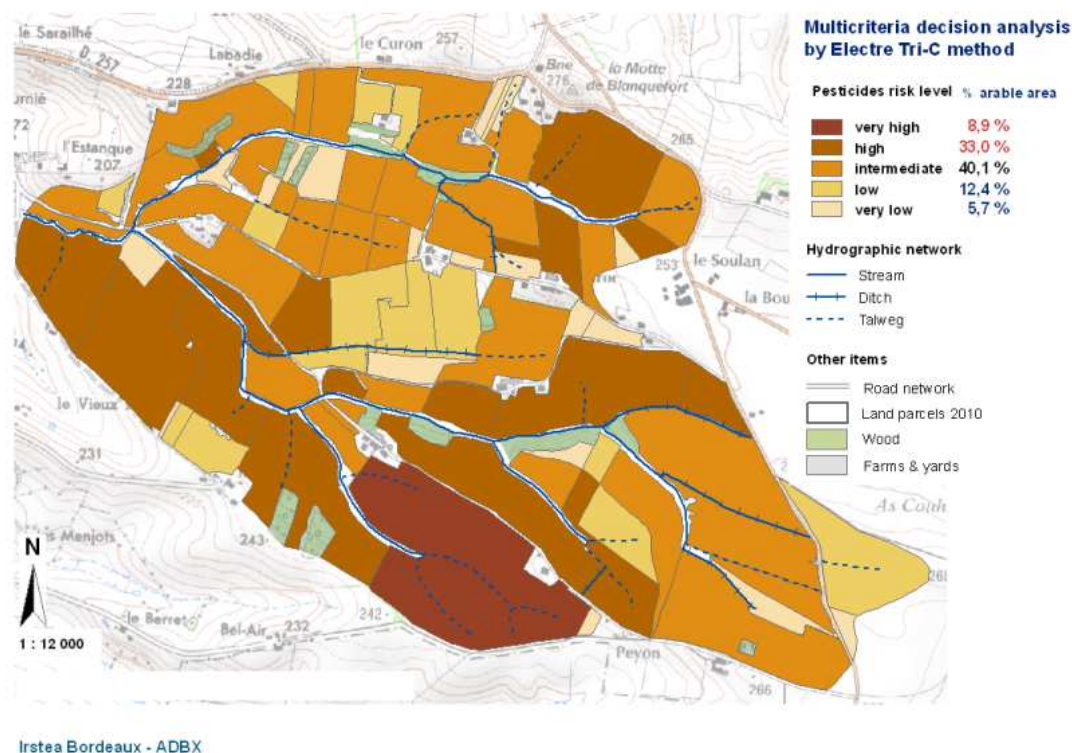


Figure 3-14. Auradé watershed: spatialised results of MCDA modelling for pesticides with effect of BEPs

A further 40% fell into the 'intermediate risk' category, while a mere 18% of agricultural land was classified as 'low risk' and 'very low risk' even with some BEPs along the streams, pesticide risks are high. It is clear that large parcels, those with steep slopes, and those where land use necessitates more chemicals, tend to fall into the 'high' and 'very high' risk categories. There were two parcels where our experts did not approve the results. In one of these, a very vulnerable area of grassland, the model gave an 'intermediate' classification, but the experts considered it to be 'low risk' due to the absence of chemical treatment. It was therefore placed in category 5. For the second parcel, which contained sunflowers, the model understandably chose category C3 (intermediate risk) but this decision was overridden by the experts, who gave it a C4 classification, due to low connectivity with the stream, and a very light use of pesticides.

We also simulated the presence of BEPs, but without any effect. 'Very high' and 'high' risk categories now account for 57% of all farmland in the watershed, with only 26% in the 'intermediate' bracket. This shows that due to the absence of protection along the streams, some 'intermediate' parcels now have a higher risk level. *Figure 3-15* shows these differences. ACR1 is 65.5% and ACR2 is 94.3%.

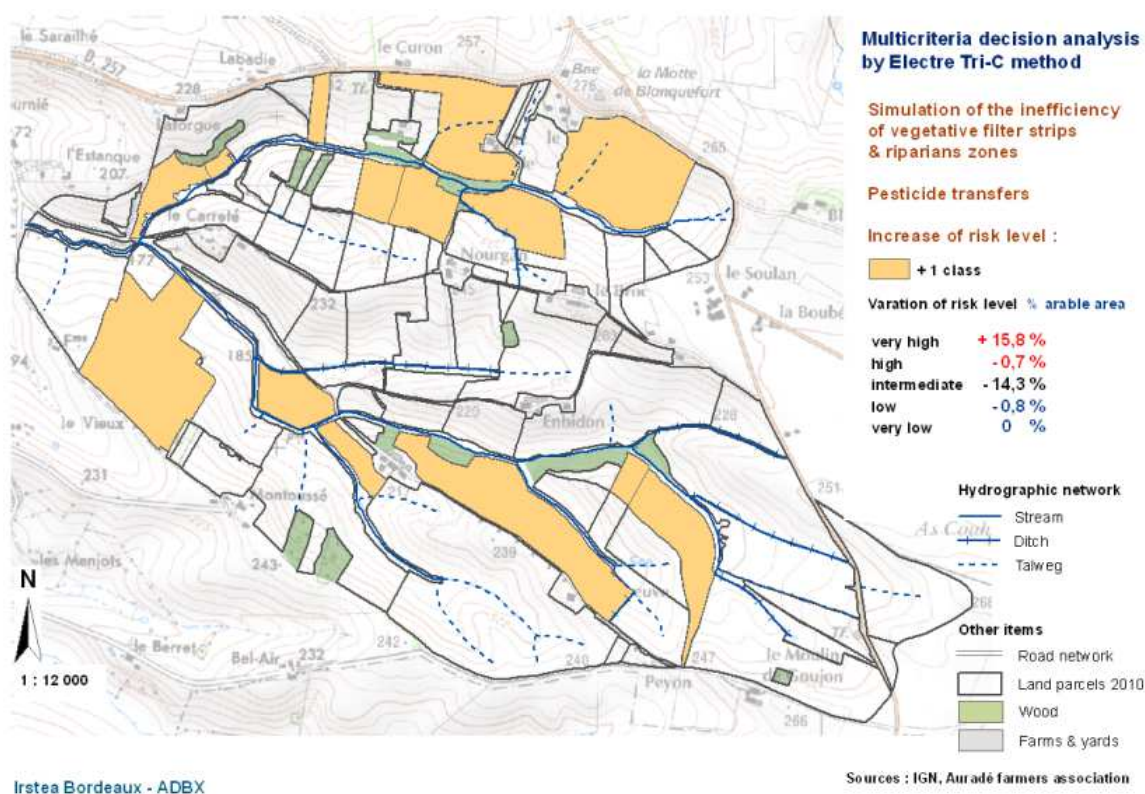


Figure 3-15. Auradé watershed: agricultural parcels with a risk increase, without any BEPs effect

3.2.3.2 Sensitivity and robustness of the results

In order to test the sensitivity and robustness of the modelling, we modified the main parameters (criteria weighting and credibility level index). *UC* represents the percentage of actions directly assigned by the model to one risk category. In the test described in this paper, *UC* was 65.5%. The accuracy level *ACR1* shows the percentage of actions directly assigned to a category by the model, and then further verified by experts. The *ACR1* for Auradé was 64.4%, which is a high value. The final measurement of accuracy is *ACR2*, which shows the level of accuracy in the assignment of all actions to all categories, when verified by experts. *ACR2* in this case was 97.7%. We then observed the accuracy measurements *UC*, *ACR1*, and *ACR2*. The results are showed in *Annexe 31*.

In Weighting 02, the overall accuracy of the results (%ACR2) is close to W01, but ACR1 is very low. This shows that the decision-making part of the model is very weak, and requires a great deal of input from experts.

In Weighting 03, the weighting of pesticide pressure increases by %UC and %ACR1 because criteria assignment is easier. However, the overall accuracy of the results is reduced due to an excessive pesticide weighting.

The same results were obtained with lower BEP weightings (W04 and W05). The weightings used in this test were lower than those given by experts when weighting base.

Where W01 concerned soluble substances, we tried to weight W06 to take into account insoluble particles. The results show that the experts did not accept these assignments. This shows that W01 was superior to W06 and all other categories. These tests confirmed the sensitivity of the ELECTRE Tri-C model with regard to changing parameters. They also show the ability of the model to handle a wide variety of values, including input from expert agronomists, BEPs, and the weighting of soluble molecule transfer.

We carried out tests by modifying the value λ (credibility index) from 0.55 to 0.75. We observed the two measurements ACR1 and ACR2. Where $\lambda < 0.70$, ACR1 is higher than where $\lambda \geq 0.70$, because the assignment procedure is easier, but for ACR II, the opposite is the case (*Annexe 32*). The advantage of multi-criteria modelling is that we can obtain the best possible results (measured with ACR2) along with a high level of efficiency (ACR1, with results checked by experts). This explains our choice of $\lambda = 0.70$: two thirds of actions are directly assigned to a unique category by the model, and then validated by experts. With this calibration, we can obtain an ACR2 value of 98%.

3.2.3.3 Discussion

a) Implementing the six criteria

All six criteria chosen correctly represent the vulnerability of surface water and anthropogenic pressure exerted by agricultural pesticides. The main advantage of multicriteria modelling is that we can take into account not only quantitative action performance scores, but also qualitative data, something that is impossible with, for example, a hydrological model.

Criterion g1 – combination of homogeneous slopes with their respective calculated surfaces

Taking into consideration the slope and surface of parcels is essential in assessing the contribution of each parcel to pollutant transfer. This has previously been shown to be the case with erosion and particle transfer into surface water (*Macary et al., 2010b*). In addition to this, in a hilly region, where the slopes of a particular parcel can be angled in different directions, it makes no sense to use an average slope value. It is far better to consider the contribution of each area located on a particular slope within a parcel.

Criterion g2 – soil types

Soil types were divided into four groups (criteria 2) in this small watershed, because it is impossible to score 12 different soils in the performance matrix of a multi-criteria model. This is made more difficult by the fact that 80% of these soils are cambisols. By taking their main properties into account (*Revel and Guiresse, 1995*), we were able to give them a score at the parcel level.

Criterion g3 – connectivity of each agricultural parcel to the stream

CAP now requires these strips to be installed, with a minimum width of five metres (*Lafitte and Cravero, 2010*). Different studies have shown that in order to be effective, they need to be at least 7 m in width, and well maintained (*Misra et al., 1996; CORPEN, 1997; Schmitt et al., 1999; Gril and Lacas, 2004; Carluet et al., 2009*). The connectivity of each parcel to the stream is easiest to analyse within a small watershed such as Auradé. The different types of connectivity were observed for each parcel, and scored using very stringent values. This methodology was first used in an erosion context (*Macary et al., 2010b*).

Criteria g4 and g5 – VFSs effects and RZs

They have been scored according their qualitative characteristics. This is one of the main reasons for using multi-criteria modelling methods for environmental issues (Joerin and Musy, 2000; Laaribi, 2000). The advantages of BEPs: Despite the presence of VFSs and RZs, 42% of the total farmland within the Auradé watershed falls into the ‘high’ and ‘very high’ risk categories for pesticide transfer. Taghavi *et al.* (2010) measured the concentration of pesticides in surface water in this area, and found high levels of herbicide molecules (Chlortoluron, Isoproturon, Linuron, Aclonifen, Metolachlor). Some of these had a maximum concentration that was ten times the legal limit (0.1 µg/l for one molecule) during storm flow events. These high values are characteristic of an intensive approach to agriculture (Barriuso, 2004; IFEN, 2007). The simulation of ineffective BEPs increased the surface area of farmland within the ‘very high’ risk category by 15%. This confirms just how effective BEPs are in reducing pesticide transfer risks, as previously put forward by many other authors (CORPEN, 1997; Mérot *et al.*, 1999; Gril and Lacas, 2004; Carluet *et al.*, 2009; Lafitte and Cravero, 2010).

Criterion g6 – agricultural pressure by pesticides

We used a TFI that we calculated for each agricultural parcel. This takes into account the differing doses applied to the area concerned, because pesticides are not always sprayed on the whole surface area of a parcel (MEDD-MAAPRAT, 2010). Having compared the TFI results in this watershed with those in the whole Midi-Pyrénées area, we found that our results were slightly lower than the regional average. This can be explained by the 30-year presence of a farming association in the Auradé watershed, which encourages best agricultural and environmental practices.

b) Criteria weighting

This step is essential, as many previous studies have demonstrated (Mousseau, 1993; Mousseau *et al.*, 2001; Roy, 2001). Experts (agronomists) are able to rank criteria according their contribution to pollutant transfer, but without precision. The SRF software was very useful in obtaining the values of weights, which were examined – and confirmed – by agronomy experts. We carried out different tests on the sensitivity of the weighting within the model, which showed that the model was suitably sensitive, and that using the SRF software was a good choice.

c) Category modelling and parameters

The use of five categories is standard practice for this kind of study. Using this number of categories helps decision makers and agricultural stakeholders (farmers and their advisors). The veto threshold for pesticide pressure was effective. Out of results collected by the model for 87 plots, only the results from two plots were not confirmed by our experts. Following different tests on *credibility level* λ , we were able to set a *credibility level* of 0.70. Such a high value is testament to the robustness of the model.

d) Combining MCDA with GIS

We did not use an integrated MCDA and GIS solution. Instead, we chose the MCDA method most suited to our project (ELECTRE TRI-C), which allowed us to optimise different parameters: thresholds of preference, indifference, veto, and credibility level. While other methods may be easier to use, they do not provide the required functionality. PROMETHEE, for example, does not use outranking, but only preferences without veto thresholds. To give another example, IDRISI has an integrated multicriteria evaluation function, but uses a *raster system* as opposed to a *vector system*. In addition to this, the spatial reference object in IDRISI is a pixel, whereas our vector system can define the boundaries of farming parcels much more precisely, thus providing a clearer representation of levels of decision making in the field. Another drawback of IDRISI is that it cannot take into account qualitative data such as that concerning BEPs. We also used the ArcGIS® software package, which provides the best capacity for spatial analysis. All such processing needed for scoring was carried out using the ArcGIS® suite.

3.2.4 Conclusions - perspectives

In all western countries where there is intensive farming, pesticides are used to combat weeds, fungal diseases, and insects. Yields have greatly increased over the last 50 years, but this has been accompanied by a progressive contamination of surface and groundwater by pesticides, mainly herbicides. This has proved to be a problem for water pumping stations, who are primarily concerned with providing safe drinking water. Many of them have had to shut down.

The results of our MCDA/GIS modelling showed a large area of farmland with a high risk of pesticide transfer. Agricultural parcels in the 'high' and 'very high' category represent 42% of all farmland within the *Auradé* watershed. A further 40% fell into the 'intermediate' category, meaning that it could easily move into the 'high' band. These increasing risk levels were highlighted by the simulation of ineffective VFSS and RZs. This hypothesis was then modelled: 57% of all agricultural land received a 'high' or 'very high' risk rating, representing a 15% increase on the current situation. This simulation did not include any changes in farming methods, but simply assessed the level of protection afforded by BEPs.

The target of a 50% decrease in the use of pesticides in France, according to the ECOPHYTO 2018 calls for more widespread application of BEPs and a greatly reduced use of pesticides in farming. This means a change in agricultural systems with longer cropping succession and more mechanical weeding. There needs to be an overall change in mentality and people generation.

We can therefore conclude that BEPs are an effective way of reducing the risk of contaminant transfer into water, but it remains necessary to increase the use of these practices in areas where they are not yet widely applied. This study shows that the requirements imposed by the European Union are justified. The acceptance of significant change, and thus the improvement of water quality, can only come from a greater awareness of environmental issues.

From a methodological point of view, this project has shown the advantages of combining an MCDA method such as ELECTRE TRI-C with a GIS, to make use of qualitative data. This method provides a new decision-aiding tool to public environmental managers which, with some adjustments based on environmental conditions and human practices can be used in any region or country.

In the future, we believe that using our method alongside agro-hydrological modelling could provide further information through simulating different changes to farming methods, such as contaminant flow at different points within the water system. The key challenge for the future will be to increase food production, while still protecting the environment. Author such as *Griffon (2010)* has coined the expression 'ecologically intensive agriculture'.

Acknowledgements

Our thanks go to EU Interreg SUDOE IV B, who funded this research as part of the Aguaflash project. We would also like to express our gratitude to the anonymous reviewers whose comments allowed us to refine the quality of our article. We would also like to thank members of the Auradé farmers' association for their cooperation: especially technician *Vincent Gobert*, *Didier Métayer*, an agricultural engineer for the chamber of agriculture, and agricultural technician *Bertand Besse* from the local farming co-operative. We gratefully acknowledge the invaluable advice received from Professors *Bernard Roy* and *José Rui-Figueira*. Finally, we would like to thank translator *James Emery* for providing assistance with English proofreading.

References of this paper are integrated with all references at the end of the manuscript.

Conclusion du chapitre

Dans le *Chapitre 3*, nous avons fait le choix d'évaluer les incidences environnementales des pratiques agricoles, à l'échelle de bassins versants élémentaires. Nous avons d'abord considéré les BV des *Violettes* et du *Moulinet*, affluents de l'*Oir* en *Basse Normandie* pour une problématique liée aux conséquences du transfert de MES vers les eaux de surface. Ensuite, notre évaluation a porté sur le BV expérimental d'*Auradé* sur les *Coteaux de Gascogne*, dans lequel des expérimentations sont conduites depuis une trentaine d'années en vue de connaître les flux de contaminants en azote et produits phytosanitaires dans le ruisseau du *Montoussé*

Cette approche s'effectue à une échelle géographique très fine (200 à 450 ha), à un niveau d'organisation où se conçoit l'acte de décision des pratiques agricoles : celui des exploitations agricoles, et où il se réalise : celui des parcelles agricoles. Nous avons alors mis en œuvre des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère (ELECTRE III et ELECTRE TRI-C) combinées à un SIG de façon à pouvoir évaluer les incidences des pratiques agricoles et environnementales sur la qualité des eaux de surface. Ces évaluations et simulations mettent en évidence l'importance du rôle joué par les régulateurs physiques environnementaux sur les contaminants vers les cours d'eau : présence de talus en aval des parcelles et protection des berges des cours d'eau pour les transferts de particules ; bandes enherbées, ripisylves. Nous avons simulé les conséquences d'une inefficacité totale de certains dispositifs, par exemple bandes enherbées et ripisylves sur le petit bassin d'*Auradé*. Les résultats ont montré une augmentation significative du niveau de risque de contamination du ruisseau *Montoussé* par les contaminants phytosanitaires (*papier n°2*), soit + 16% d'augmentation de la surface des parcelles, dans la catégorie du niveau de risque le plus élevé.

Cela montre qu'il y a des bras de levier en matière d'aménagement pour les acteurs de terrain en plus de la réduction des intrants d'origine agricole. Cette réduction a fait l'objet de multiples études de simulation, notamment via des modèles agro-hydrologiques afin de connaître les conséquences en termes de flux à l'exutoire de bassins versants. *Ferrant (2009)* avait modélisé l'évolution des flux de nitrates sur ce même bassin en implantant de façon systématique des CIPANs : il concluait à une diminution de 18% de ces flux. De plus, il avait également simulé une diminution des fertilisants azotés de 10% : cela se traduisait par une diminution de près de 14% des flux à l'exutoire, ainsi que des rendements de cultures, soit -3 q/ha pour les blés d'hiver et 1 q/ha pour le tournesol. Par ailleurs de multiples études montrent l'importance du rôle des bandes enherbées dans la réduction des phytosanitaires (*Gril et Lacas, 2004 ; 2007 ; Gouy et al., 2008*) et des matières particulaires (*Le Bissonnais et al., 2004 ; Souchère et Carluer et al., 2010*) et de façon plus large celle des zones tampons dans la réduction des fertilisants, notamment azotés (*Durand et al., 2005*).

L'analyse et la modélisation multicritère pour l'aide à la décision apporte à ce niveau très fin de l'étude, la possibilité de prendre en compte des critères de nature qualitative : ce sont typiquement ceux qui concernent l'évaluation des dispositifs environnementaux. La combinaison d'une AMCD avec un SIG constitue un outil d'aide à la décision très utile sur le terrain. Nous avons pu en montrer les avantages sur nos zones d'étude, à savoir une prise de conscience par les agriculteurs de l'intérêt de la mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles mais également environnementales.

En revanche, ce niveau très fin ne permet pas aux gestionnaires publics de choisir les bassins versants prioritaires pour mettre en place une politique agro-environnementale, via notamment des MAE territorialisées. Il importe alors d'évaluer les incidences environnementales, notamment en termes de risques, à l'échelle des grands bassins versants englobants. C'est ce que nous allons aborder dans le *Chapitre 4* par des travaux méthodologiques spécifiques.

Chapitre 4

Évaluation des risques agro-environnementaux sur de grands espaces et relation avec les bassins versants élémentaires

Nous abordons dans le Chapitre 4, la question du changement d'organisation spatiale et de la détermination des risques aux échelles de la prise de décision des gestionnaires publics chargés des questions agricoles et environnementales.

Nous présenterons un premier article, accepté pour publication, par la revue "Ecological Indicators". Il traite de l'évaluation des risques de contamination des eaux de surface dans les bassins versants agricoles à différentes échelles sur les Coteaux de Gascogne, en utilisant une modélisation spatiale cognitive que nous avons appelée méthode PHYTOPIXAL. Les données du modèle ne sont plus acquises ici à l'échelle de la parcelle agricole, mais elles proviennent de la classification d'images satellitales (pour déterminer la couverture des sols) ainsi que de la numérisation d'une carte pédologique papier de la CACG, au sein de notre UR ADBX ; de la BD Carthage pour le réseau hydrographique, de l'acquisition du Modèle Numérique de Terrain auprès de l'IGN. Les itinéraires techniques culturaux moyens ont été renseignés à partir d'éléments communiqués par les conseillers agricoles de terrain. L'unité à laquelle sont acquises ces données d'entrée dans le modèle est le pixel (représentant une surface de 30m X 30m). Les pixels sont ensuite agrégés selon différentes échelles spatiales emboîtées (BV élémentaire, zone hydrographique, grand BV) qui correspondent à des modalités de gestion différentes.

Nous avons ensuite utilisé la précision du paramétrage du modèle multicritère ELECTRE TRI-C sur le petit BVE d'Auradé et notamment la pondération des critères, pour améliorer le modèle spatial PHYTOPIXAL mis en œuvre dans le grand bassin versant de la Save, englobant le BVE d'Auradé.

Ces travaux ont été publiés dans la Revue "International Journal of Geomatics and Spatial Analysis". Ils avaient été présentés et discutés aux 74^{èmes} Journées du Groupe Européen de Travail en "Aide Multicritère à la Décision" à Yverdon les Bains en Suisse, en octobre 2011.

4.1 Évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires sur un grand territoire

Les travaux relatifs à ce sujet ont été menés dans le cadre des projets interrégionaux "IMAQUE" (Impact des activités agricoles sur les transferts de matière et de polluants et sur la qualité des eaux, des sols, des sédiments et des milieux aquatiques sur les *Coteaux de Gascogne*) en 2004-2006, et "INSOLEVIE" (Risques environnementaux liés aux pollutions agricoles et qualité physico-chimique et biologique des cours d'eau. Modélisation de l'impact de ces pollutions. Performance environnementale des activités agricoles) en 2006-2009.

Les objectifs des deux projets étaient de caractériser les états de surface, l'occupation des sols, les pratiques agricoles et les dispositifs agro-environnementaux sur les bassins versants étudiés (*Sud Est du Gers*, zone des *Coteaux de Gascogne*) et de déterminer leurs impacts sur les niveaux de concentrations, l'intensité des flux, l'intensité de l'érosion mécanique et chimique et de modéliser les dynamiques de transfert des matières azotées et phytosanitaires depuis les sols où elles sont épandues jusqu'aux ruisseaux et aux rivières vers lesquels elles sont exportées.

Notre question de recherche principale (UR ADBX) portait sur la représentation spatiale du risque de contamination des cours d'eau par les matières azotées et phytosanitaires d'origine agricole, à différentes échelles spatiales. Ces démarches ont fait l'objet de mémoires de fin d'études d'agronomes et de géographes (*Lucas, 2004 ; Riglos, 2005 ; Lavie, 2005 ; Balestrat, 2006 ; Blasquez, 2008 ; Boussetta, 2009*) et de présentation à plusieurs colloques

Ces travaux sont valorisés dans l'article scientifique, accepté en publication le 03 septembre 2013, sous les références :

Macary, F., Morin, S., Probst, J-L., Saudubray, F. (2014) A multi-scale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds -Ecological Indicators-Vol.36, pp.624–639.

Ce papier présente une méthode multi-échelles pour évaluer les risques de contamination des produits phytosanitaires dans les bassins versants agricoles

Résumé : La protection de l'eau est désormais une priorité majeure pour les gestionnaires de l'environnement, en particulier pour les stations de pompage des eaux destinées à la potabilité. Compte tenu de ces nouveaux défis pour les agences de l'eau, ayant pour mission de préserver les ressources en eau, nous avons développé une méthode conçue pour aider à la prise de décision des politiques publiques, à différentes échelles spatiales. Dans cet article, nous présentons cette nouvelle méthode spatiale cognitive, visant à déterminer le risque de contamination des eaux due aux intrants agricoles, tels que les produits phytosanitaires. L'originalité de cette méthode réside dans l'utilisation d'un objet spatial très détaillé, l'OSR (Objet Spatial de Référence), qui peut être agrégé pour de nombreuses échelles de travail et de gestion. Ceci a été réalisé grâce à précision de la taille du pixel d'images satellitales, avec une résolution de grille de 30 x 30m dans notre application.

La méthode - appelée PHYTOPIXAL - est basée sur une modélisation spatiale d'indicateurs relatifs à la vulnérabilité environnementale des eaux de surface (pente, type de sol et la distance du cours d'eau) et à la pression des activités agricoles (utilisation des terres et les pratiques des agriculteurs). Les notations utilisées pour paramétrer le modèle spatial ont été mises en œuvre selon la connaissance de la littérature et des experts. La combinaison de ces indicateurs pour chaque pixel fournit les risques de contamination.

Cette méthode est utilisée pour cibler les risques spécifiques de transfert des intrants agricoles. Les valeurs de risque sont d'abord calculées pour chaque pixel. Après ce premier calcul, les données résultantes sont ensuite agrégées, en fonction des niveaux d'organisation les plus appropriés pour les gestionnaires. Ces données sont basées sur des valeurs moyennes établies par rapport à la surface des bassins versants.

Dans cet article, nous détaillons une application de la méthode à une zone d'étude dans les Coteaux de Gascogne sur un espace couvrant 7000 km². Nous montrons le risque de contamination par les produits phytosanitaires dans des bassins versants de tailles différentes : de 2 km² à plus de 1000 km² (le BV de la Save couvre 1150 km²), dans lesquels l'eau des cours d'eau est pompée pour la consommation par les humains et les animaux. Les résultats ont été récemment utilisés par l'agence régionale de l'eau pour déterminer le zonage de protection de la zone d'alimentation d'une station de pompage. Les mesures ont ensuite été proposées aux agriculteurs en vue d'améliorer leurs pratiques. La méthode peut être extrapolée à d'autres régions différentes afin préserver ou de restaurer la qualité des eaux de surface.

Mots clés : agriculture ; SIG ; télédétection ; produits phytosanitaires ; PHYTOPIXAL ; changement d'échelle ; risque de contamination des eaux.

A multiscale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds

Francis Macary*

Irstea, ADBX Unit
50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France
E-mail: francis.macary@irstea.fr

*Corresponding author

Soizic Morin

Irstea, REBX Unit
50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France
E-mail: soizic.morin@irstea.fr

Jean-Luc Probst

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (EcoLab),
Université de Toulouse, INPT, UPS, ENSAT, Avenue de l'Agrobiopôle,
31326 Castanet-Tolosan, France
and
CNRS, EcoLab,
F31326 Castanet-Tolosan, France
E-mail: jean-luc.probst@ensat.fr

Frédéric Saudubray

Irstea, ADBX Unit
50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France
E-mail: frederic.saudubray@irstea.fr

Highlights:

- We implemented a spatial cognitive model to assess surface water contamination risk
- The model is built with a GIS at pixel level of remote sensing
- Variables are slope, soil type, distance to the stream and agricultural pressure
- A map is obtained for each variable which is considered as an indicator
- Pixels used as Reference Spatial Object can be aggregated to many managing scales

Abstract: The protection of water is now a major priority for environmental managers, especially around drinking pumping stations. In view of the new challenges facing water agencies, we developed a method designed to support their public policy decision-making, at a variety of different spatial scales. In this paper, we present this new spatial method, using remote sensing and a GIS, designed to determine the contamination risk due to agricultural inputs, such as pesticides. The originality of this method lies in the use of a very detailed spatial object, the RSO (Reference Spatial Object), which can be aggregated to many working and managing scales. This has been achieved thanks to the pixel size of the remote sensing, with a grid resolution of 30 x 30 m in our application.

The method - called PHYTOPIXAL - is based on a combination of indicators relating to the environmental vulnerability of the surface water environment (slope, soil type and distance to the stream) and the agricultural pressure (land use and practices of the farmers). The combination of these indicators for each pixel provides the contamination risk. The scoring of variables was implemented according knowledge in literature and of experts.

This method is used to target specific agricultural input transfer risks. The risk values are first calculated for each pixel. After this initial calculation, the data are then aggregated for decision makers, according to the most suitable levels of organisation. These data are based on an average value for the watershed areas. In this paper we detail an application of the method to an area in the hills of *Southwest France*. We show the pesticide contamination risk by in areas with different sized watersheds, ranging from 2 km² to 7,000 km², in which stream water is collected for consumption by humans and animals. The results were recently used by the regional water agency to determine the protection zoning for a large pumping station. Measures were then proposed to farmers with a view to improving their practices. The method can be extrapolated to different other areas to preserve or restore the surface water quality.

Key words: Agriculture; GIS; Remote sensing; Pesticides; PHYTOPIXAL; Space scaling; Water contamination risk.

4.1.1 Introduction

For several decades, powerful agricultural pressures on environments of varying vulnerability have led to the contamination of water bodies by a range of different pollutants: fertilisers, primarily nitrogen (*Henin, 1994; Schröder et al., 2004; Perrin et al., 2008*) and pesticides (*Van der Werf, 1996; Barriuso, 2004*) are among the best known. At the same time, society is demanding an ever more stringent protection of the environment. In response to this, public authorities have implemented numerous regulatory and incentive measures, some of which directly concern agricultural activities (*CEE, 1991a; 1991b; 1998*).

In 1992, the European Economic Community implemented the first major reform of the European Agricultural Policy (*Deneux and Emorine, 1998; Weyerbrock, 1998*). The aim was to decrease the agricultural budget of ECC with a limitation of productions, and to increase the environmental protection (surface waters, groundwater, soils, and biodiversity). This new policy led to agri-environmental measures, with subsidies for farmers who decided to adopt environmental protection measures. The year 2000 saw the arrival of the European Framework Directive on Water, which requires all bodies of water to be in a good ecological condition by 2015. The Directive set out chemical and biological norms to be achieved by EU states (*EC, 2000*).

Different assessments of these policies indicate that the sustainability of water management in rural areas can be improved. Access to decision-making tools at different spatial scales will allow a better analysis of risks, and help in the selection of those zones where certain measures should be prioritized. Changes in agricultural practices tend to take place at farm and land parcel level. This intermediate scale (small area) is useful for the implementation of actions by local groups (farmers within the same small watershed, local fishing associations, etc.). On the contrary, it is at the scale of water agency hydrological areas that different measures for water protection are defined. For instance, French policy makers recently decided to protect pumping zones for surface water by creating territorial action plans (TAP). A TAP includes measures in which participants (principally farmers, but also municipalities and inhabitants) are required to reduce the contaminants transferred into surface water. Some TAPs are concerned with the extension of culture successions on the same parcel of land (four or five different cultures, before returning to the first), reducing doses of fertilizers and pesticides, adoption of intermediate crops in winter bank protection, the Best Management Practices for tillage, etc. Some good environmental practices, like the introduction of vegetative filter strips along streams, can also be made more effective by the development of riparian zones, when possible. In these cases, managers give subsidies to farmers, and therefore need accurate information about potential risk zoning before drawing up their TAP.

Up until now, agri-environmental indicators and hydrological models used to assess the condition of water resources and the potential for contamination by pollutants (*cf. 4.1.2.1*), have only provided information at a single spatial level. These basic indicators were usually applied at the agricultural parcel scale and - more rarely - at the watershed level especially those of large dimension, where there are implications for environmental management (*Devillers, et al. 2005*). These models cannot be applied to other scales, because data for the indicators are generally calculated at the parcel level. This kind of models tends to be applicable to best management practices in farming. However, for public managers and water agencies, the implementation of agri-environmental policies requires decision-making tools for larger scales (river basin, region, etc...) (*Gardi, 2001*).

To achieve this, the variables, geographical objects and basic indicators used, must be adapted to the transfer of spatial scales. In terms of definitions, we consider that the vulnerability of an environment (surface water for instance) represents the likelihood that it will be affected by pollutants. On the other hand, the sensitivity of the environment allows us to evaluate how this environment may respond to contamination. The key environmental issues concern the conservation, preservation and rehabilitation of the various uses of a water resource. Indeed, different uses of aquatic environments may be affected by occasional and diffuse pollutions: abstractions for drinking water supplies, water resources for irrigation and recreational uses (fishing and bathing). The risk arises from the combination of these environmental issues, the vulnerability of aquatic environments and the different pressures being experienced.

The vulnerability of an environment plays an important role in the quality of surface water used by humans and animals. Pollution observed in rural watersheds mainly originates from agricultural inputs (pesticides, nitrogen fertilizers). Environmental risk assessment depends on the level of observation by the people involved and thus can be carried out at different spatial scales, according to the issue being considered: e.g. decision-making scales, agricultural practices or water contamination. Thus, a risk (*CORPEN, 2003*) allows an estimation of the possibility of changes to specific uses, such as the quality of water for consumption.

These different spatial entities may be superimposed and fitted together: nested watersheds when each entity is contained in another larger entity (a "Russian doll" approach), or become embedded, when only a part of the territory or spatial entity is included in another territory or entity. Particularly for agricultural management entities, e.g. farming parcels, farms and operational infrastructures, the same types of spatial entities very often fit together. The problem of scale changes associated with agri-environmental risks is now a recurrent topic in sustainable development discussions; it is both a research concern and a prerequisite for supporting stakeholders in decision-making. *Unlike hydrological models, we do not consider the assessment of contaminant flux, which need a resolution of complex equations, but a discrimination of risk areas by a suitable method for water and environmental managers.*

The aim of this paper is to present a new spatialised method, for assessing the contamination risk of surface waters by agricultural pesticide over interconnected areas of different sizes in different countries, implemented by combining different indicators. Our main objective is to provide a spatialised method using a GIS, which must be precise enough to obtain efficient results, and also to be suitable for environmental managers and stakeholders in their decision making.

After a review of the different methods used for assessing water contamination risks, and for changing spatial organisational levels, we will explain the structure of the method that we developed (§ 4.2.2.2). We will then detail the test application, carried out in *southwest France*, where we used our method to determine pesticide contamination risks for surface water destined for human and animal consumption.

4.1.2 Considering levels of spatial organisational in risk assessment: a review

4.1.2.1 Models and indicators used for characterizing water contamination risks

Bio-physical models and agri-environmental indicators are generally used for assessing the contamination risk to water in watersheds (*Tong and Chen, 2002*). However, these approaches are specific to a single observation scale and they cannot be directly transferred to other scales. Bio-physical models evaluate the influence of a factor and its modalities on the pollutants fluxes observed at the outlet of a river basin. Scenario testing is frequently used to provide answers in studies of complex phenomena. These models provide useful results for the estimation of pollutants flows, e.g. the EPIC model (Erosion Productivity Impact Calculator) (*Williams, 1990*), SWAT model (Soil & Water Assessment Tool) (*Arnold et al., 1998*), STICKS model (*Brisson et al., 1998*) and TNT2 model (Topography-based Nitrogen Transfers and Transformations) (*Beaujouan et al., 2002*). *Wohlfahrt et al. (2010)* implemented the MHYDAS model (distributed hydrological model for agrosystems) to carry out risk assessments for diffuse pollution in diagnostics as well as test-mitigation strategies in a small watershed. *Ferrant et al. (2011)* have recently developed the SWAT and TNT2 models for measuring nitrogen fluxes in South-West France. *Boithias et al. (2011)* and *Lescot et al. (2012)* used the SWAT model to assess pesticides fluxes in the same area. *Lim and Engel (2003)* refined the NAPRA (National Agricultural Pesticide Risk Analysis) model in the USA. Other models are currently under development for the same or similar purposes (*Gascuel-Audoux et al., 2009*). These combine agronomical-hydrological models (which take into account agricultural practices at relevant spatio-temporal scales), the interaction with the physical environment, and the climate (*Vazquez-Amabile et al., 2008*). However, it is often difficult to set parameters and recover required data. Consequently, these models are more useful as way of helping researchers to better understand physical processes than as a decision-making support tool for managers of public services.

Agri-environmental indicators are based on descriptive parameters that summarise the complexity of situations or processes (*Bockstaller et al., 1997*). They are used to monitor and assess the impacts of agriculture on the environment (*Buczko and Kuchenbuch 2010*). Most of them are built at the "farming parcel" level (*Devillers et al., 2004*), for example ADSCOR (Additive Scoring), EIQ (Environmental Impact Quotient), EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides), GUS (Groundwater Ubiquity Score), I-Phy (Indicateur Phytosanitaire), PEI (Pesticide Environmental Index), or the Phosphorus Index (*Bechmann et al., 2005*), though some can be used at the 'farm' level: GUS, PEI, RMI (Risk Management Indicator). By combining these indicators with geographical information systems (GIS) - normally at the small watershed scale - it is possible to establish environmental risk zones for sensitive environments. GIS have been commonly used since the 1990s to determine the relationships between agricultural activities, including land use and water quality at the watershed scale (*Srinivasan and Arnold, 1994; Xinhao and Yin, 1997; Spinall and Pearson, 2000*). They thus represent a decision-making support tool for the choice of measures to be implemented by managers of public services (*Schröder et al., 2004, Alkan Olsson et al., 2009*). Additionally, some indicators assess agricultural landscapes for water quality protection (*Gascuel-Odoux et al., 2009*). However, all of these indicators are built at a certain spatial organisational level and do not allow for changing of spatial scales. Hence, they generally cannot address the questions of environmental managers.

4.1.2.2 Methods for changing spatial organisational levels

Scale refers to the spatial dimensions at which entities, elements and processes can be observed and characterised (*Dumanski et al., 1998*). This conceptual space relates to study compartments and three levels are traditionally included: the global scale, the intermediate scale and the local scale.

The global scale concerns the environment and major systems (oceans, atmosphere and continents) for which the description grid is approximately one hundred kilometres.

The intermediate or “regional” scale corresponds to the regional engineering scale in particular, and allows the analysis of interactions between mankind and the environment. This scale takes into account the characteristic values relating to different processes, the geomorphological and hydrological organisation of areas at their best level of consistency (e.g. a watershed) and the level of anthropogenic activities. Therefore, agri-environmental issues are generally situated at this intermediate scale which varies from a few square kilometers to several thousand. This explains why different methods can be used.

The local scale concerns the processes themselves; these may be biological, such as plant growth, or physico-chemical, such as riverine transports of solute and particulate elements. The spatial scale transmits the idea of continuity. In contrast, a spatial organisation level (SOL) corresponds to a spatial entity and the characteristic values of a process or of a phenomenon. This notion of organisational levels can simultaneously take into account the handling of ecological, agricultural and administrative processes. Four types of spatial organisational levels can be identified in the agri-environmental field:

- The level of eco-hydrological organisation (watershed, landscape unit);
- The level of socio-economic organisation: agricultural activity (farming parcel, farm, operational infrastructure);
- The local territory organisation with a collective identity (towns and other urban areas)
- The politico-administrative organisation or decision-making level for environmental managers (hydrographic area or basin, region).

In this paper, we will look at the eco-hydrological and politico-administrative organisation, as this is the level at which contamination risk assessment must be developed to aid environmental managers in their decision making.

a) Relationships between data sources and spatial scales

The relationships and interconnections between spatial entities without common geographical boundaries are sources of complexity in agri-environmental approaches (*Dumanski et al., 1998, Dalgaard et al., 2003*). For example, statistical data derived from the French agricultural census (Recensement Agricole) cannot be superimposed over a hydrographic division. Specific sources of data (parcel surveys and farm surveys in addition to site, hydrological, statistical and remote sensing surveys) are obtained at distinct observation scales (*Bock et al. 2005*).

The same applies to different environmental diagnosis methods (parcel reports, specific farm reports, indicators, spatial analyses, models). Rather than remaining at a given level, a change of scale is the process of changing from one organisational level to the next. To do so, the variations in operation, schematisation, descriptors and the possible links between the consecutive levels must be specified (*Puech, Dartus et al., 2003*). The development of GIS has facilitated the processing of these multi-source and multi-scalar databases (*Balram, 2009*). The key aim is to have access to relevant information at the different spatial scales, while processing data which can aid decision-making for the managers of rural areas. Relationships exist between the study scales, data, methods used, the expected results and the data acquisition modes (*Cotter et al., 2003; Dixon and Earls, 2009*).

b) Reference Spatial Object

The complex interaction between the spatial organisational level (established by the decision-making level) and the spatial heterogeneity (to be measured or represented) is a major difficulty in the agri-environmental field and especially in hydrology. This difficulty is magnified if spatial heterogeneities need to be evaluated at multiple scales of decision-making. *Wood et al. (1988)* proposed the “representative elementary area” REA concept, or Reference Spatial Object (RSO), which takes into account that a phenomenon being studied corresponds to a working area with an associated scale. When there is a good match, the modelling or explanation of a phenomenon is both better and easier to understand. This method is proposed for defining the size of a watershed that is adapted to hydrological studies.

A Reference Spatial Object or discrimination unit can then be associated with each of these scales. The choice of an RSO is the result of a compromise between its appropriateness at the scale in question (optimal resolution), and its ability to accurately define the problems of diffuse pollution.

Changing from one scale to another causes major problems. For example, this occurs when the observations of agricultural pollution on basic parcels are related to the measurements of pollutant products at the outlets of major watersheds (*Puech et al., 2003*). This problem may be accentuated if we consider the temporal dimension (difficulty of comparing indicators of pressure and indicators of condition due to the retention and salting out of molecules which may persist over several decades).

One way to resolve the problem of scale changing is to include several organisational levels when creating an indicator (*Bock et al., 2005*). Indicators constitute an important element in the change from one scale to another and are becoming increasingly widespread in the handling of agri-environmental issues (*Stein et al., 2001; Riley, 2001*). They may have a single or multiple component(s). *Riley (2001)* emphasises the fact that in the agricultural and natural resource sector, the creation of a single-component indicator is the dominant approach. In contrast to the single-component indicator, multi-component indicators (*Van Cauwenbergh et al., 2007*) may be coefficients of variation or a complex function of these different components (*Riley, 2001*).

c) Methods for changing spatial scales

Different methods can be used according each context.

○ Specific indicators for each scale

The level of spatial organisation being studied determines the methods that have to be used. For each situation (*Figure 4-01*), the response to the question of scale change is provided by a change of data and, consequently, of the environmental indicators specific to each spatial level (*Riley, 2001, Stein et al., 2001*). This is the main type of study carried out to date by the different authors. Indicators are built at different levels: parcels of land, farms, watersheds, and administrative territories.

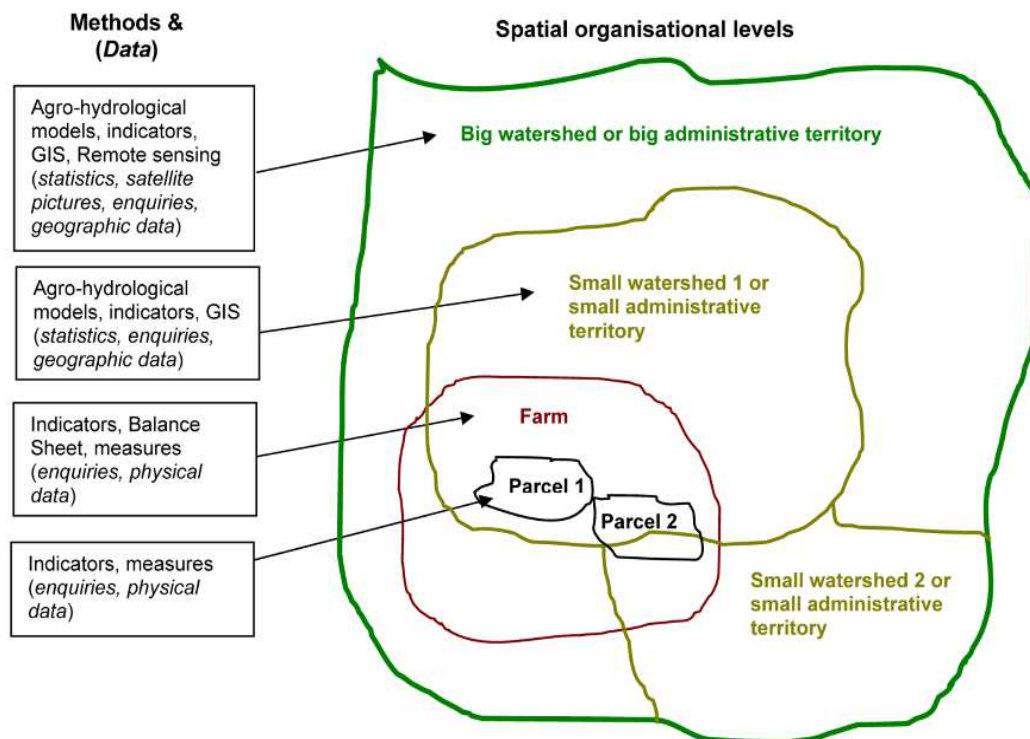


Figure 4-01. Different spatial organisational levels, data and methods

○ Aggregative and disaggregative approaches

The description of phenomena within a spatial object often requires working at the previous or following organisational level. Aggregative and disaggregative methods often originate from these inter-scale approaches (*Blöschl and Sivapalan, 1995*).

Disaggregation is used to determine the behaviour of constituent components based on the behaviour of the whole entity (*Riitters, 2005*). *Blöschl and Sivapalan (1995)* describe disaggregation as being the transition from a “mean value” in a particular field to its detailed distribution within a section of this field.

Aggregation is used to make the transition from the constitutive components to the whole entity. However, in this case, the transposition of the processes identified at one scale offers no guarantees of validity at another scale. Furthermore, another difficulty relates to the interaction between several processes. While the representation of a single process may be envisaged, the inclusion of multiple processes is more complex. Aggregation follows the same logic as an indicator which condenses raw information into synthetic information.

● Method of direct aggregation at each RSO observed

The first method consists of aggregating the elementary data at each RSO observed. For example, with agri-environmental information, scores qualifying simple indicators allocated to each parcel of land can be combined at the scale observed (each watershed level). This form of aggregation can be used to take into account different physical processes at the scales considered. The main disadvantage of this approach is the potential loss of information due to premature aggregation. The best solution for keeping as much of the information as possible is to choose a small RSO, calculate the indicators at this scale, and ultimately achieve aggregation at the organisation level selected by managers and actors. Some authors have previously used this kind of aggregation, through a GIS process, of simulation units, assessed by the agro-hydrological model SWAP (soil-water-atmosphere-plant), for up scaling of water productivity, from fields to regions (*Wesseling and Feddes, 2006*).

● Choice of a common element for the division of space at each scale (Aggregation and disaggregation)

Another method considers a common RSO at the different scales for environmental managers and local participants. The adoption of the unit at the smallest possible resolution allows for the conservation of the most detailed information, regardless of the scale that is used, thus avoiding the premature aggregation of information.

Each element is associated with the value calculated, based on the information relating to the simple indicators. The aggregation, according to an arithmetical or statistical process, is then exclusively based on these elements for each of the scales determined in order to allow for the reading and interpretation of the results. The accuracy of this spatialised method varies according to the level of spatial organisation. It is all the more important when there is a small area, given the available data and their details. This means that it is possible to supplement the information according to the data available at each organisational level.

Dalgaard et al. (2003) distinguished three aggregation procedures: the linear procedure, the non-linear procedure and the “hierarchical” procedure. The latter makes it easier to overcome the difficulties of interactions between processes. The linear aggregation procedure is the most commonly known. It consists of the sum of its parts. In the non-linear aggregation procedure, the variable taken into account, can take different values, according to several thresholds. The aggregation must take into account the intrinsic characteristics of the fundamental units. The hierarchical procedure takes into account the intrinsic characteristics of each element of the system and also the relationships between these elements.

Disaggregative approaches depend largely on the data set available. The general method for the disaggregation of information is spatial interpolation. This method relies on tools directly characterizing the form of spatial organization and includes a large number of techniques. Some indicators are used to measure the shape of a spatial distribution. Here, the autocorrelation indices are the more traditional. Other methods of geostatistics use space in a more local way, such as variograms. These can identify breaks in the distribution of data or interpolation techniques and kriging (Ernault *et al.*, 2003).

- Other aggregation processes, with multi-criteria approaches

Methods called Multi-Criteria Decision Aiding (MCDA) methods, or Multi-Criteria Decision Analysis methods, were developed in the 1970's (Roy, 1990). They have been used in several domains (Schärlig, 1996). Since the early 1980s, they have been tested with success in the field of environmental management issues (Simos, 1990). In most cases, the criteria aggregation process was based on a system of outranking (Maystre *et al.* 1994). Later, the MCDA was coupled with GIS, due to the spatial nature of environmental issues.

Malczewski (1999; 2006) carried out an important survey of literature with regard to GIS combined with MCDA and their many applications. Two main trends were developed. The first involved combining GIS software with MCDA methods, which makes best use of the performance of each system. Although very precise, this method involves many implementations between the two processes. Then, when these methods were applied on large territories, an integrated coupling with GIS software was developed, by addition in the GIS of a Multi-Criteria Evaluation (MCE) function (Eastman, 2001, 2003). The MCE take into account a fuzzy logic, and a criteria weighting (Saaty, 1990), like in classical methods: by this way, the GIS becomes GAS (Geographic Analysis System). Clark labs of Clark University in USA developed the IDRISI software (Eastman *et al.*, 1993). It was used in many environmental applications, like an assessment of land use in a large region (Paegelow and Camacho-Olmedo, 2005; 2008).

4.1.3 Materials and methods

4.1.3.1 Study area and development context of the risk assessment method

In South western France, the Coteaux de Gascogne area is drained by 17 rivers. The five largest rivers in length and flow are from West to East: Baïse, Gers, Arrats, Gimone and Save. They are all left tributaries of the Garonne River, located between the Pyrenees Mountains and the Atlantic Ocean. All these rivers have their source in the Lannemezan plateau, and they are draining. A canal between the Neste River and the sources of these Gascogne rivers was created in the second part of the 19th century to replenish these rivers with water during the dry period. Their watersheds cover several thousands of square kilometers. Over the last two decades (1985-2004), the mean annual rainfall was 691 mm with evapotranspiration of 819 mm. The natural hydrological regime of these rivers is pluvial and the low flow period corresponds to summer (July to September) and the interannual variability of their module is very high (Probst and Tardy, 1985).

This geographical area (Figure 4-02) covers 7,000 km², which justifies the use of satellite images in order to obtain detailed coverage of the land surface. Data from the Corine Land Cover data base are not precise enough to establish potential risks of surface water contamination, as each kind of crop has to be considered, and not only arable lands as a whole. Raw water for consumption by humans and animals is essentially extracted directly from these rivers by pumping stations and this is the main responsibility of water managers (Figure 4-02). Given the problem of relatively limited flows, contamination due to the transfer of fertilisers (mainly nitrogen) and pesticides of agricultural origin is magnified.

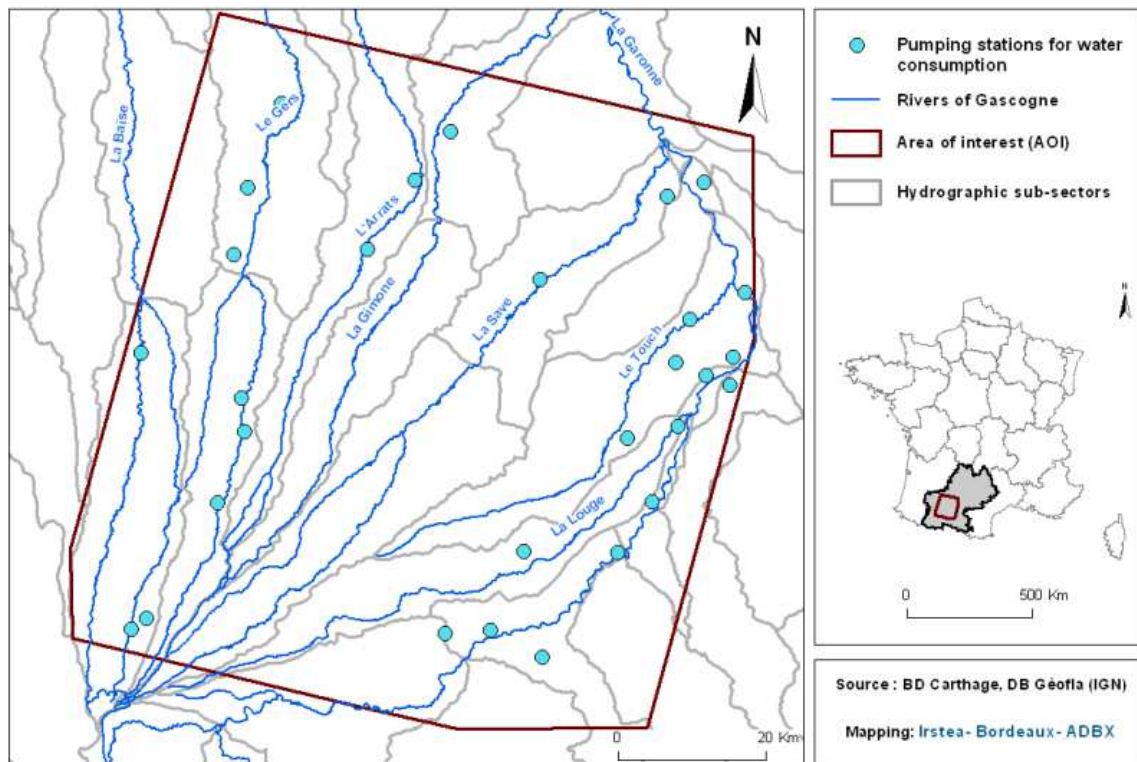


Figure 4-02. Location of the study area in south-western France

The effects of the agri-environmental measures to which farmers subscribed voluntarily after the new European agricultural policy, in 1992 (see introduction) were very limited. Indeed, they were spread very thinly across the region and they made therefore little or no contribution to the required improvement on the pressures and their impacts on surface waters. This has prompted water agency managers, as in the *Adour-Garonne* river basins, to make special provisions for the protection of watershed areas. For example, the implementation of financial incentives had to be more precisely targeted, and were thus designed with the specific aim of reducing the pollution of river waters. Firstly, limits for the protection of water pumping areas had to be precisely defined, and there was a need to delineate high-risk water areas

This called for the scientific development of a specific method to spatialise surface water risks, easier to use than classical hydrological models and adapted to different spatial scales. In this context, we carried out research into a method of risk determination, at different spatial scales and applicable to other regions in which surface water is exposed to different contaminants.

In this area, we considered nested watersheds as different spatial organisational levels (SOLs). For example, the largest watershed (*Save*, 1 150 km²) is the result of interconnections of secondary watersheds drained by tributaries (i.e. *Boulouze* river basin, 70 km²), which are themselves interconnections of elementary watersheds drained by sub-tributaries (i.e. *Montoussé* catchment, 6 km²).

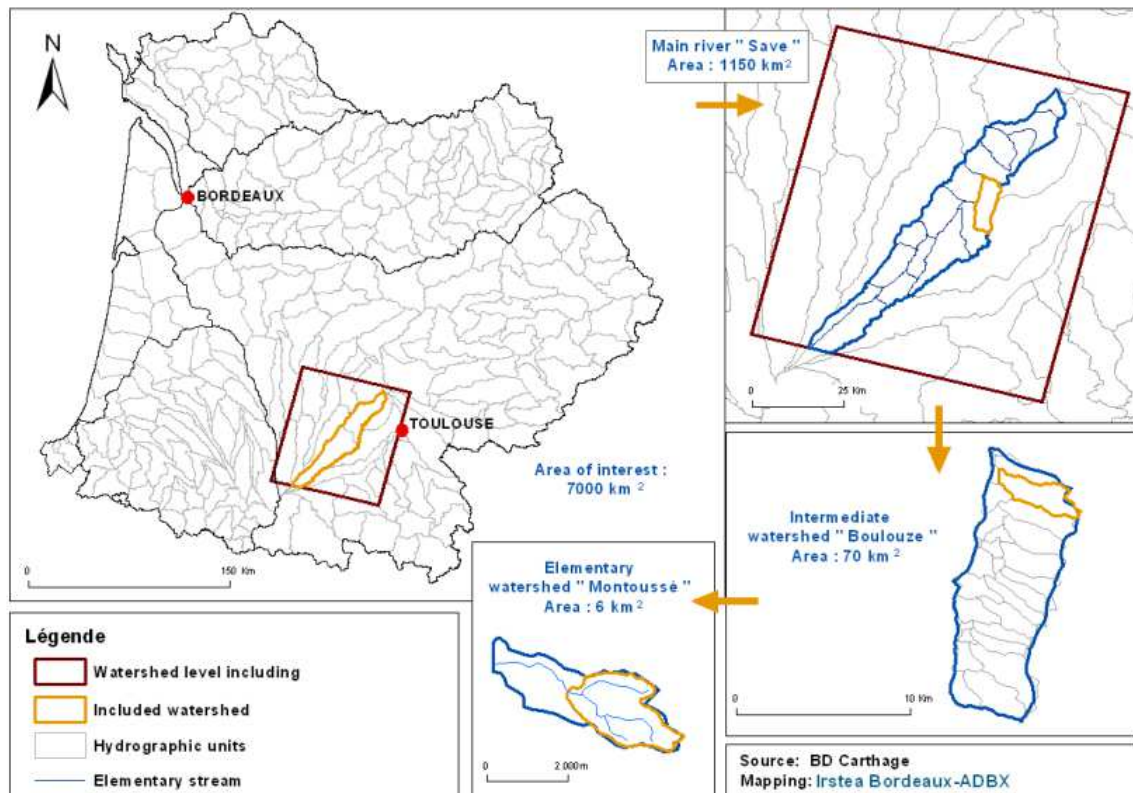


Figure 4-03. Example of different spatial organisational levels in the "Coteaux de Gascogne"

4.1.3.2 Implementation of a spatial cognitive method

a) Overall structure of the method and its different SOLs

Our generic spatialised pixel-based method (called PIXAL method) is based on a combination of spatialised agri-environmental indicators, calculated at the pixel level of remote sensing. The application in this paper focuses on phytosanitary issues, and the method is therefore called PHYTOPIXAL. It takes into account factors of surface water vulnerability and agricultural pressure. In a first step, each factor provides a basis indicator, usable to discuss with stakeholders.

Then, these indicators are combined to obtain risk values, calculated for each pixel (30m x 30m). In a second step, risk values are aggregated to determine risk zones, according to the level of organisation and management chosen by the public management bodies and stakeholders. From these data, the contamination risk of surface waters by pollutants was calculated at different SOLs (Figure 4-03), and expressed from the scale of the small elementary agricultural watershed to that of the large surrounding watershed. The general flowchart of this method appears in Figure 4-04.

b) Creation of surface water vulnerability indicators

The factors which contribute to surface water vulnerability are mainly related to the nature of the soil, the geological substratum, the slope, and the connectivity with the body of water in question. Some of these were discarded because they were not relevant for the characterisation of different scales of interest, or did not provide data sufficiently accurate and discriminating in the study area (i.e. geological substratum). The parameters retained were topography, drainage and soil. This information fully satisfies the need to incorporate the change of scale. Data were gathered over the full area at the smallest scale, allowing for a more precise description.

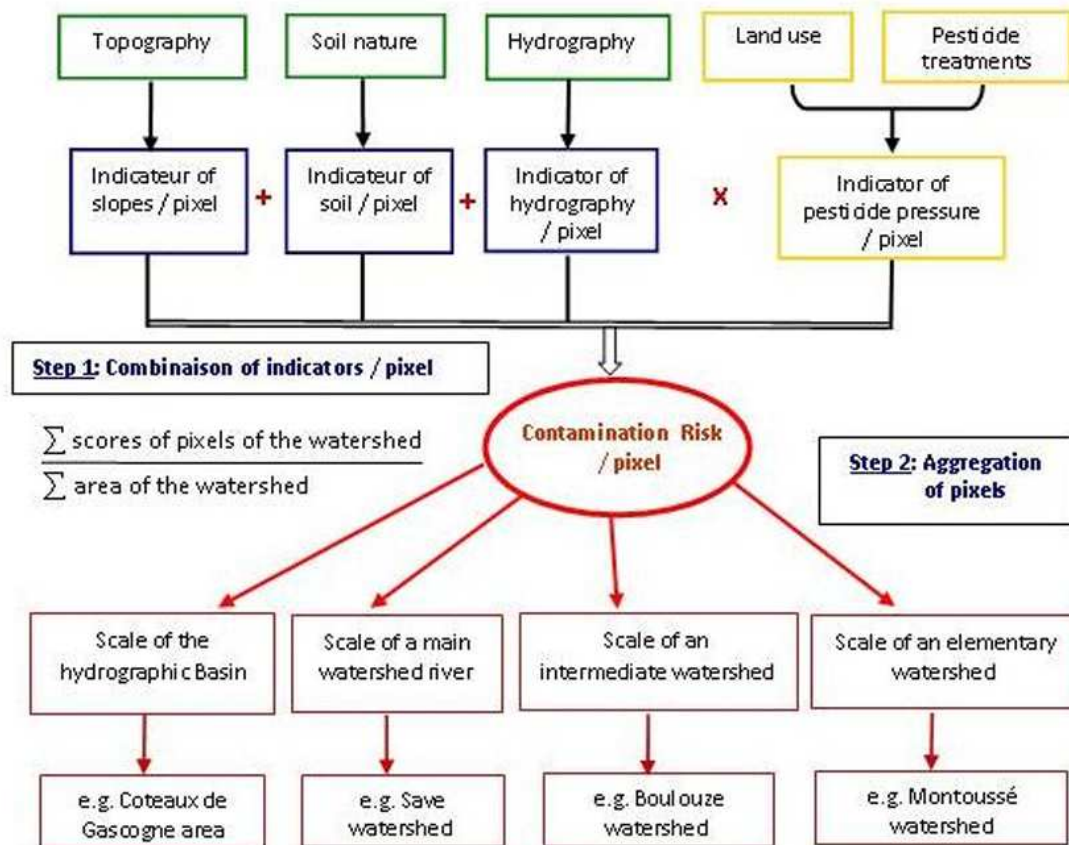


Figure 4-04. Overall structure of the PHYTOPIXAL method and its different scales of results

All variables were scored (Devillers *et al.*, 2005) prior to the calculation of the indicators. From the range of variation of each factor, classes of values were determined according to previous knowledge (based upon scientific literature, agronomists' expert opinion, and our experience in this area) regarding their contribution to contamination risks. That explains why we considered this model as a cognitive model (Le Bissonnais *et al.*, 1998). We attributed the highest score where there was the highest level of risk, and identical weighting was used for all scores. Table 4-01 summarizes the scores of the three vulnerability indicators.

○ Slope (SL)

Slope is an essential factor in the transfer of pollutants like pesticides (Beaujouan *et al.*, 2002; Barriuso *et al.*, 2004), influences surface run-off, and has a direct effect on transfer times from soils to water. Furthermore, it has direct consequences on physical erosion processes and facilitates the transportation of active substances adsorbed onto suspended matters particularly during the flood events (Taghavi *et al.*, 2011). A Digital Elevation Model (DEM) from the National Geographic Institute (IGN) at a resolution of 25 meters was acquired to cover the study area. Extrapolation to a resolution of 30 meters allowed the same spatial resolution as that of a satellite image.

The thresholds were determined according to the specific literature about erosion in France (Le Bissonnais *et al.*, 1998). They were manually calculated, based on the frequency histogram of the slope values, at the basic pixel level. As the extreme values were limited in number, we incorporated them into the major classes. Five slope classes adapted for surface runoff to calculate scores for this factor, taking into account the main characteristics of each slope class: <3%; 3 to 7%; 7 to 12%; 12 to 25%; >25%. In this study area, crops are mainly grown in parcels with less than a 12% gradient. Beyond this value, we found mainly grasslands.

In this study, we used scores from 1 to 5 (*Table 4-01*) corresponding to the previous slopes classes (1 for slopes < 3%, 5 for slopes > 25%). These scores must be adapted to different geographical contexts, in other areas and countries.

Table 4-01. Scores of vulnerability indicators

Vulnerability indicators	score / pixel
Slopes classes	
> 25	5
[12-25 [	4
[7-12 [	3
[3-7 [	2
[0-3 [	1
Soil nature	
Rendosols and thin calcosols	4
Thick calcosols	3
Luvisols and cambisols	2
Fluviosols	1
Distance to hydrographic network	
> 100 m	5
30 -100 m	3
< 30 m	1

○ Distance to watercourses (D)

The contamination of surface waters by pollutants is highly dependent on the distance between the application site and the relevant body of water. Two parameters were considered when developing the indicator of distance to the drainage network: the exact definition of the active network and the choice of “distance” adopted. The processing of the database for the drainage network consisted first of extracting the permanent drainage sections.

We then divided up the resulting layer, based on the superficial area of the satellite image. We created two buffers, situated at distances of 30 and 100 m around the drainage network in order to obtain three distinct zones (*Figure 4-05*). The threshold of 30 m was based on the spatial resolution of the pixel. The 100 m threshold was based on local expert opinion, taking into account the very tormented topography in the field, especially in this hilly area: this was a first test of threshold implementation. We allocated a score to each of the zones (*Table 4-01*) after the merging and rasterisation of the extracted layer. This score simply shows the increased risk with proximity to the network in 3 distance classes: <30 m (score 5); from 30 to 100 m (score 3); >100 m (score 1). These values were assigned to account for the importance of this criterion, regarding other studies (*Aurousseau et al., 1998*). The context (connectivity) of this region required an adaptation of the scores depending on the spatial scale considered". They can be easily changed according each physical context.

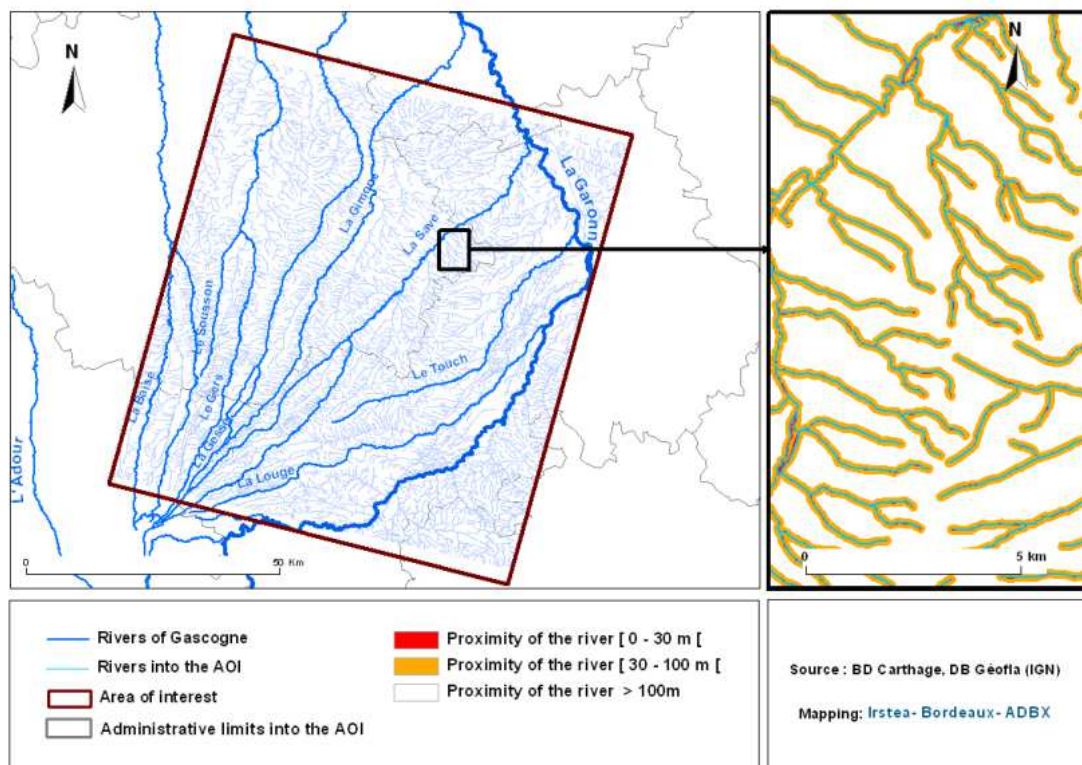


Figure 4-05. Distance to watercourses

○ Soil types (So)

Soil characteristics play a highly significant role in the retention time of residues in the upper soil horizon to the stream waters. Humus content and nature of organic-mineral complexes can play very important roles in the retention of molecules. Throughout the Oligocene and Miocene periods, this area of the *Coteaux de Gascogne* received sandy, clay and calcareous sediments derived from the erosion of the *Pyrenees Mountains* (Revel and Guiresse 1995). The heterogeneous materials produced a thick detrital formation, called molasse, during the Miocene. From the Quaternary period onwards, the rivers became channelized, cutting broad valleys in the molassic deposits and leaving terraces of coarse alluvial sediments. The substratum of the different watersheds consists of impervious Miocene molassic deposits. A weak erosion has allowed the development of calcic Luvisols on the tertiary substratum and local Rendosols (FAO, 2006) on the hard calcareous sandstone beds. A moderate erosion affected soil calcic Cambisols on hillsides with very gentle slopes (less than 12%). Calcic soils (Calcisols) are dominated by a clay content ranging from 40% to 50% and called locally “Terreforts”: they are largely represented on the hills and because of their impermeability, they greatly contribute to surface runoff. Non-calcic soils (Luvisols) are silty (50-60%) and locally called “Boulbènes” (Revel and Guiresse, 1995).

In this area, 1/50,000 scale maps were drawn by pedologists from the CACG (*Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne*) in the 1960s and have since been transposed to 1/80,000. This soil map was digitised for the Save watershed only (Cemagref, 2006), limiting the use of this information to this watershed. It revealed a significant but varying, soil depth in the river Save area, which could influence surface runoff. The soil types were grouped into four main categories, and scored according to their importance with regards to the transfer of pollutants by surface runoff (Table 4-01). This was based on the studies carried out by pedologists (Revel and Guiresse, 1995) and professional technicians belonging to a Regional Action Group against Water Pollution by Pesticide Products (GRAMIP). Soil types are ranked from the lowest to the highest potential surface runoff process below:

- Fluviosols (“Alluvions”): The proximity to the superficial water table leads to direct transfer towards it and therefore an absence of transformation/degradation in the environment.

- Luvisols and Cambisols (“Boulbènes”): Permeable soils, which facilitate infiltrations, but favour the formation of superficial crusting, which is conducive to surface runoff.

- Thick calcosols (“Terrefort épais”), soils > 40 cm: Impermeable, clayey soils; runoff is predominantly hypodermic. These soils are composed of hydromorphic sandy pockets, which slow down the transfer of products to the water table.

- Rendosols and thin calcosols (“Terrefort mince”), soils < 40 cm: They favour hortonian (surface) runoff, which occurs when rain intensity exceeds the infiltration capacity of the soil.

c) Composition of the agricultural pesticide pressure indicator

○ Land use

Land use within a watershed influences runoff, hydrological regime, and stream water quality. Land cover by crops can be used to assess the pesticide pressures exerted by agricultural additives. The classification of satellite images constitutes the basic information layer of the method. The Corine Land Cover database is not accurate enough to differentiate the crops on farmland, thus impeding the precise determination of risk levels. Because of this, we carried out a supervised classification from satellite images using Erdas Imagine software[®]. Annual land cover is given by the classification of a series of four Landsat 5 TM satellite images, taken on multiple relevant dates, to characterise each type of plant per season, with the lowest rate of clouds: 0 to 20 max); 2004/12/01; 2005/05/26; 2005/07/13; 2005/08/30. The area of these images covers the *Coteaux de Gascogne* area, at a spatial resolution of 30 m x 30 m.

Classification in supervised mode, i.e. under the direct control of the operator, locates the crops in a sufficiently accurate and exhaustive manner. The samples were grouped into ten categories of major crops that consume agricultural additives: wheat, barley, rapeseed, sunflower, corn, sorghum, peas and beans, soybean, grasslands and fallow. Classification also differentiates other land use: fallow, hardwood, softwood, water, soils and buildings. We applied the maximum likelihood rule to the classification algorithm: each pixel was allocated to the class with the highest mean probability of all of the batches.

○ The agricultural pressure indicator for pesticides (Ap)

The level of pesticide pressure exerted by agricultural activities can be derived from land use for the studied year, as each crop can be associated with a mean number of pesticide treatments. Given the large number of pesticide substances and various commercial formulations, we attributed a mean number of treatments to each crop (herbicides, fungicides and insecticides) according to data provided by the French Regional Department for Plant Protection (SRPV). The treatment of seeds, something which remains very localised, was not considered here. Therefore, the pesticide pressure indicator resulted from the crossing of the classified image of land use with the number of pesticide treatments. To easily implement the scores in the GIS, these values were multiplied by two, in order to avoid decimals.

d) Determination of the contamination risk (CRk)

We performed a spatial analysis in order to optimise the discrimination of pesticide pressure areas at a regional scale, according to a division into elementary watersheds or hydrographic areas: levels of decision making for managers and stakeholders. The layers of each single indicator were rasterised by defining a common resolution cell size of 30m x 30m. The contamination risk was then obtained by cross-referencing them.

Environmental vulnerability indicators were added with an identical weight for each factor. Based on current knowledge, rising indicator values show an increasing risk. Next, the contamination risk was obtained by multiplying the pressure indicator by the environmental vulnerability indicators (eq. 1). This allows the calculation of a zero risk in areas in which no treatment has been applied.

○ Calculation of the contamination risk for each pixel

The following formula was adopted for the spatial cognitive model:

$$\text{CRk} = [\text{SL} + \text{D} + \text{So}] \times [\text{Ap}] \quad (\text{eq. 1})$$

Where: CRk = contamination risk for each crop

SL = values for the slope level

D = values for the distance from each pixel to the stream

So = values for the soil type

Ap = Agricultural pressure (number of pesticide treatments by crop).

We used five risk categories, which allowed for greater discrimination at the scale of this region. Analysts and decision makers generally use this number of categories in risk studies. We maintained discretisation according to *Jenks method** (Lepinard, 2008) natural thresholds, thus obtaining the most “homogeneous” categories of possible values. The thresholds varied according to the number of discriminated units. The level of contamination risk allocated to a given unit (individual statistic) depended on the performances of the other units. These units are compared, with measurements always performed using the same indicator.

○ Aggregation of information according to the investigation scale

In order to identify priority areas for action, the information obtained may be subsequently aggregated. According to the different solutions described in § 4.1.2.2 c, we chose the pixel or grid of a satellite image as our common RSO (Reference Spatial Object). We aggregated them by using a linear procedure at the different spatial organisational levels, in order to be usable by environmental public managers and stakeholders (farmers and their advisers). To do this, we used spatial statistics tools (Spatial Analyst of ArcGIS software®, which does not include MCE function) according to the following formula (eq. 2).

$$\text{CRk watershed} = \sum \text{scores for pesticide risk in pixels} / \sum \text{surface area in pixels} \quad (\text{eq. 2})$$

This is an area-weighted average of risk values calculated at the chosen scale.

4.1.4 Results

4.1.4.1 A conceptual model to generalize the contamination risk assessment

The method developed here aims at assessing surface water contamination risks, at different organisational levels. It provides valuable information at scales appropriate for environmental managers and stakeholders, in order to support decision making. It is suitable in different areas and countries where the main water transfers are superficial. This method is unapplicable in its present forms, for example in karstic environments. *Figure 4-06* shows the conceptual model of the generic PIXAL method.

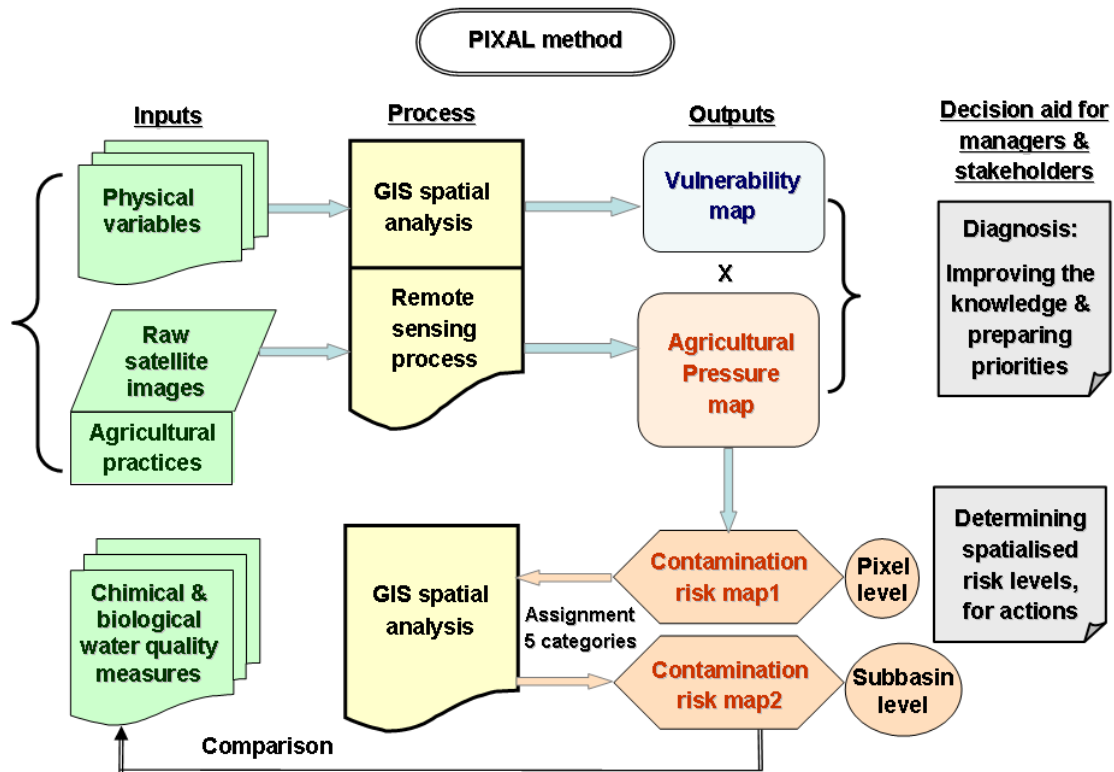


Figure 4-06. Conceptual model of the generic PIXAL method

Our assessment method was used to determine the level of pesticide contamination risk by in the study area.

4.1.4.2 Result of the classification of the picture satellite and pesticide pressure indicator

Results of the land use and consequently the pesticide pressure appear in *Figure 4-07* and *Table 4-02*. In this area of 7,000 km²: water, buildings and woods represent 15%, and farmland use 85% (6, 000 km²). Four categories account for 83% of farmland use: Grasslands (35%) essentially in the piedmont of *Pyrenees*, sunflower (19%) and wheat (18%) in north part, where agriculture is intensive; and fallow (12%) in all the area.

The overall quality of the classification was given by the mean percentage of correctly classified pixels. This corresponds to a measurement of the separability of the categories according to various channels. The Kappa coefficient (*Congalton 1991*, cited by *Ducrot, 2005*) estimates the accuracy of a classification, which takes into account errors in rows and columns. We obtained a mean percentage of correctly classified pixels of 86% and a Kappa coefficient of 0.83 for the 2005 land use. This allowed us to accurately employ the land use coverage obtained. The Kappa coefficient is 0.92 for the wheat, 0.77 for the sunflower, and 0.87 for grasslands and fallow.

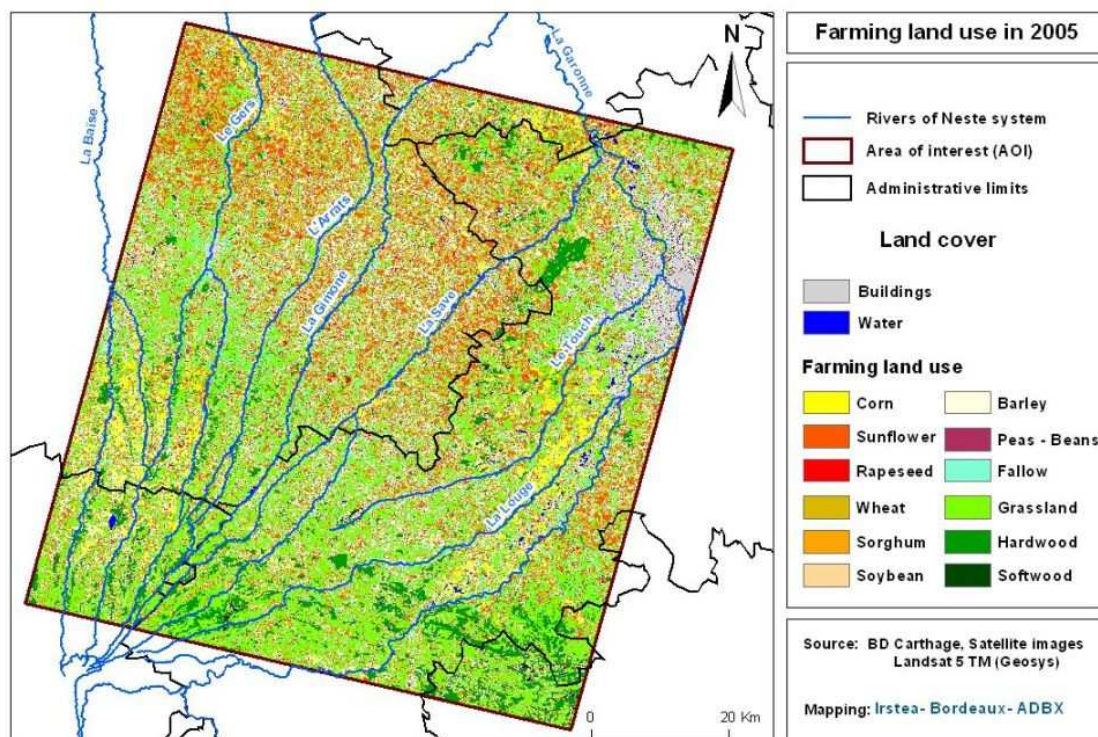


Figure 4-07. Land use in the study area

Table 4-02. Farming land use and scores of pesticide pressure indicator

Pesticide pressure by land use type	Farming land use (km ² & %)		score / pixel
Rapeseed	161	2.7	12
Peas Beans	79	1.3	11
Wheat	1078	18.0	8
Corn	430	7.2	7
Barley	188	3.1	6
Soybean	101	1.7	5
Sunflower	1153	19.2	4
Sorghum	39	0.7	2
Grasslands	2075	34.6	0
Fallow	696	11.6	0
TOTAL	6000	100.0	

4.1.4.3 Level of pesticide contamination risk in surface water

We obtained a surface water contamination risk for each pixel. This mosaic of 7,653,255 pixels cannot be easily interpreted by environmental managers. It shows the level of detail of the calculation, but cannot be used for agri-environmental decision making by itself. This is the level of intervention on the farming parcels (farmers and advisers). Then, we aggregated the pixels at the scale of elementary and intermediate watersheds.

Aggregation n°1: The pixels were aggregated first to elementary watersheds, and then to hydrological areas. Consequently, *Table 4-03* and *Figure 4-08* represent the contamination risk (after aggregation) at the scale of the 2871 elementary watersheds, covering several square kilometres). This is primarily the local decision-making level for agri-environmental water preservation measures.

Table 4-03. Surface corresponding to the levels of contamination risks, depending on aggregation scale:
i) 2871 elementary watersheds and ii) 125 hydrologic areas

Risk level	Elementary watershed % total surface		Hydrologic area % total surface	
Very low	28.5	58.6	12.5	31.2
Low	30.1		18.7	
Intermediate	24.3	24.3	25.2	25.2
High	14.5	27.1	32.6	43.6
Very High	2.6		11.0	

High and very high contamination risks (27% of the surface) are located in the areas where agricultural pressure is at its highest (*Figure 4-07*), in contrast to areas where it is lower (59% of surface), including grasslands or crops with few pesticides, like in the *Piedmont of Pyrenees* mountains (south of the map). In *Piedmont*, water vulnerability is higher than downstream, mainly due to slopes and small valleys which provide short distances from land parcels to streams.

The land cover is dominated by grasslands and forests without direct pesticide application. A few cereals are cultivated, on small plateaus.

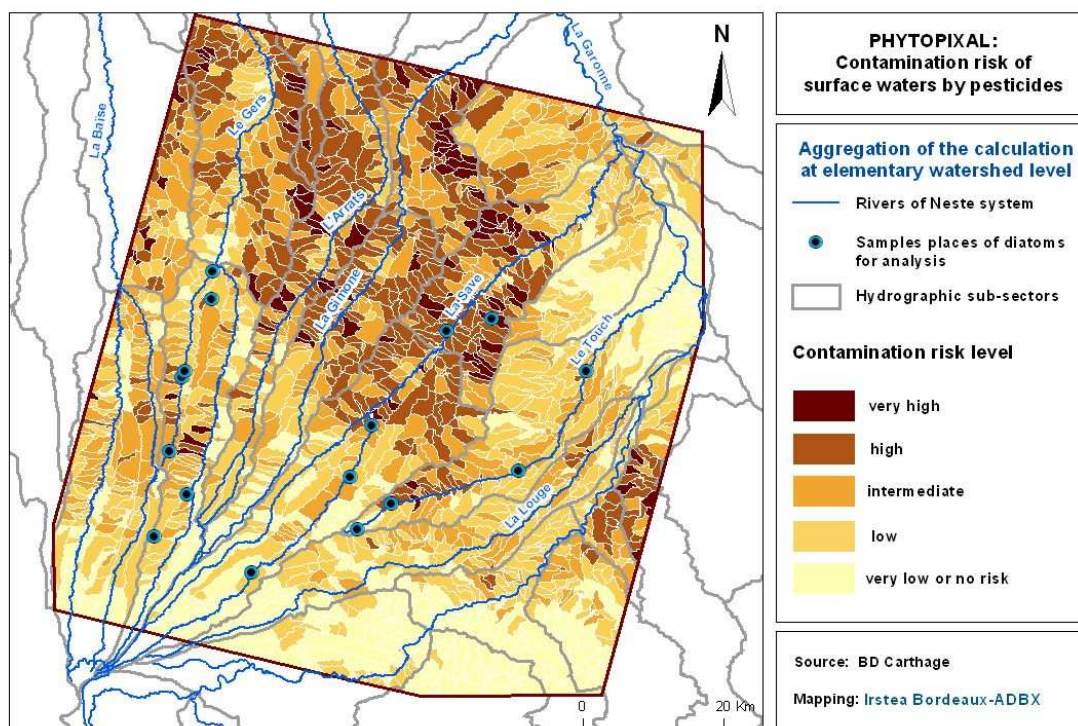


Figure 4-08. Estimated risk at the scale of the elementary watersheds

4.1.5 Discussion

4.1.5.1 Applicability of the PHYTOPIXAL method

The PHYTOPIXAL method can be easily and quickly implemented by environmental managers in any country, by adapting scores to each local context. However, this method has been designed predominantly for surface water contamination risks with surface runoff fluxes, and no important infiltration, like in karstic areas. While spatial scales for aggregation depend on a countries' size, this methodology is suitable to all the main farming countries in Europe, and even other regions with similar characteristics, in different continents and indeed outside Europe, in regions with similar characteristics. Each aggregation level of risk results will of course, depend on the size of countries and regions, but also on the geographic level of public policies application.

The Reference Spatial Object (grid of 10m, 20m, and 30m) can give very precise results for water vulnerability, agricultural pressure, and contamination risks. Each step of the assessment scale, with the corresponding indicators, leads to a greater understanding of agri-environmental processes, and equips decision makers to make the most informed choices possible. Aggregation of the RSOs at appropriate decision levels can help manage priorities in complex areas.

This method can be used to compare individual watersheds and rank them according to their stream water contamination risk. The maps acquired using this method help to define the priority areas for action and facilitate the dialogue between stakeholders by giving them common methods and documentation. In addition, these maps allow for the identification of target areas at different levels of organisation, which can then be studied more specifically (hydrological measurements, water quality measurements, specific monitoring of inputs of pesticides inputs, cultivation methods), or of priority actions in the fight against non-point pollution. They contribute to a risk diagnosis of pollutant transfers into surface waters, and help in identifying the best remedial and protective action. These benefits have been emphasised by different authors (*Misra et al., 1996; Patty et al., 1997; Mérot et al., 1999; Schmitt et al., 1999; Gouy et al., 2001; Carluet et al., 2009*).

4.1.5.2 Comparison with other methods

Different methods based on a combination of variables are generally used at the farming parcel level or at small watershed level but rarely on a large territory with the capacity to aggregate risk assessment at the different organisational levels used by stakeholders and environmental managers. Nevertheless, some authors (*Eastman et al., 1993; Jiang and Eastman, 2000; Paegelow et al., 2005*) used the GIS' integrated multi criteria evaluation function to analyse large territories and to assess a prospective land cover (§ 4.1.2.2-c). The use of software like IDRISI -a GIS which incorporates a multi-criteria evaluation function- could therefore be useable for an alternative application for assessing contamination risks.

Agro-hydrological modelling is generally used to improve the knowledge process by researchers (*Arnold et al., 1998; Ferrant et al., 2011*), but require a lot of data, which are often unavailable in a large area. Their implementation is not easy and time-consuming due to the complexity of the software. Moreover, they provide results within their pre-programmed scales, and do not adapt the data to suit the needs of environmental managers. Some of them, like STICKS (*Brisson et al., 2003*), TNT2 (*Beaujuan et al., 2002*), provide results at farming parcel level, which is useful for farmers, and in understanding hydrological transfers in small watersheds. Other programs, like SWAT (*Ferrant et al., 2011*) deliver results based on HRUs (Hydrological Response Units), which represent hydrographic areas of watersheds, without any connection with management Reference Spatial Objects. They are also used by researchers, but seldom by environmental managers, who prefer methods that can help them make fast and effective decisions.

4.1.5.3 Validation of the PHYTOPIXAL method

Decision-making support tools are intended to offer scientifically-validated information where possible. They are designed to conform to a rigorous approach and to be used to support managers who often lack the resources and tools for managing situations with different levels of spatial organisation.

Like most methods for determining spatial risk, it is always difficult to validate the results produced on a large scale, where the institutional survey networks for pesticide contents are hugely inadequate. Finally, comparisons with the results obtained by other research projects cannot be achieved, because the goals and methods used for creating the indicators are divergent (spatial divisions, pressure maps, etc.). Nevertheless, a validation method, or at the very least a means of comparing the results obtained with those of bio-physical models, could be worth exploring, but differences in scales can not really provide a validation, or a relevant comparison of the results.

With this in mind, we compared risk zonings at different organisational levels with biological indicators, which take into account the impacts of pollution in aquatic environments. Comparisons were made in the study, to determine diatom (fixed microalgae) responses to pesticide pollution, with encouraging results (*Morin et al., 2009*). We used a dataset of about 439 diatom samples, collected at 16 sites in the *Coteaux de Gascogne* area (*Figures 4-08; 4-09*) in Spring 2005 and 2006, i.e. organisms that settled in the streams during the period covered by the present PHYTOPIXAL calculations. At these sites, PHYTOPIXAL values ranged from low to very high, with 31 samples (7%) in low, 214 (48,7%) in intermediate, 147 (33,5%) in high and 47 (10,8%) in very high potential risk of contamination (no diatom sample in the very low PHYTOPIXAL level). From this biological data, we calculated an index of general alteration, the IPS (*Indice de Polluosensibilité Spécifique*, (*Coste, in Cemagref, 1982*) and species diversity (*Shannon and Weaver, 1949*). Anovas (*Figure 4-10*) were performed on the dataset using STATISTICA v.5.1 (StatSoft, France). IPS values differentiated two sets of data: samples collected from sites with low contamination risk ($n=31$) had good biological quality (as shown by high index values, $IPS=17.2\pm0.2/20$), whereas those located in areas with higher pollution risk had significantly lower index values ($IPS=14.5\pm0.1/20$, $n=408$).

Specific diversity, which is known to decrease with pesticide pollution (*Seguin et al., 2001; Morin et al., 2009*), was fairly high in sites with low or intermediate pollution risk ($div=4.13\pm0.05$, $n=245$) and dramatically decreased in the most contaminated locations ($div=3.53\pm0.14$, $n=47$). Although rough, this comparison between risk zoning and real field observations constitutes a first step towards the validation of the PHYTOPIXAL method.

Figure 10 shows the distribution of A) IPS values and B) Shannon diversity indices in the 4 PHYTOPIXAL categories tested. Values are minimum - lower quartile – average - upper quartile - maximum. Statistically significant differences after Anova: ** $p<0.01$, *** $p<0.001$.

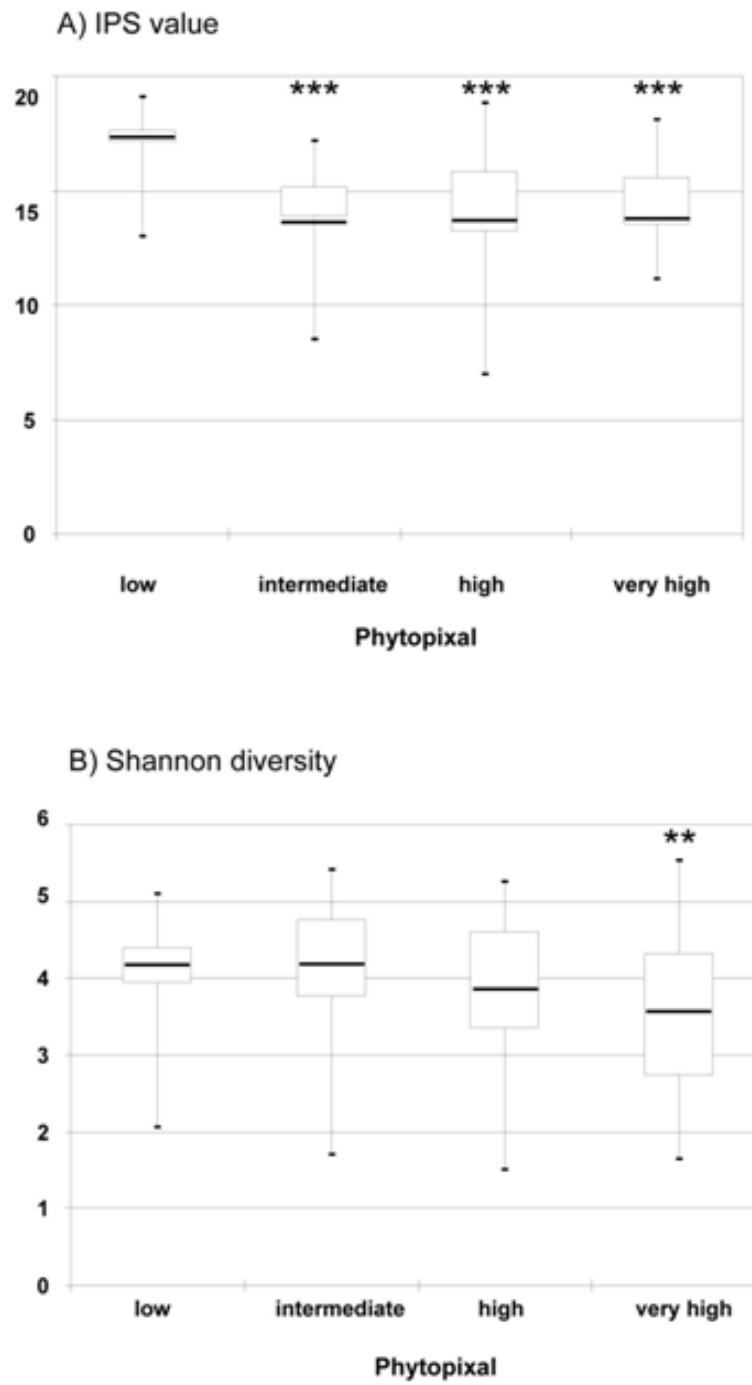


Figure 4-10. Distribution of IPS values and Shannon diversity indices in the 4 Phytopixal categories tested.

4.1.5.4 Limitations and potential improvements of the method

a) Determination of pesticide pressure

It would have been especially useful to have differentiated between the large families of pesticide molecules and their mixtures in commercial formulas, given their different degrees of harmfulness. In the same way, unidentified inert ingredients are often forgotten in commercial preparations, whereas they can have long-lasting toxicological consequences (*Surgan et al. 2010*). However, at a scale of several thousand km², this degree of accuracy cannot be achieved for a method destined for use by managers, because it would be too difficult to integrate all the active ingredients.

b) Incompatibility of the scales of analysis and the water contamination process with the availability of data

Certain data are not available at the scales incorporating variables essential for the analysis of diffuse pollution risks from agricultural origin concerning superficial water. For example, some data which are useful for characterising environmental vulnerability are not available or are unsuitable for discriminating space (geology or soil at a sufficiently accurate scale). Likewise, some of the information required for calculating pressure remains imprecise. Therefore, agricultural production data were taken from local surveys and the results were then extrapolated to cover the entire study area. The performance of field surveys in order to obtain this data at the level of a large watershed would be too consuming in terms of human resources. Applied to a large area, our method does not take into account local physical points such as grassy strips situated alongside watercourses. It would be worth exploring the possibility of acquiring high-resolution satellite images (e.g. Ikonos) over a restricted test area in any future research. Furthermore, with regard to agricultural practices, each pixel for a given crop is processed in the same way over the whole area, according to the hypothesis that practices for each crop, are homogenous in this area.

c) Transfer of information from one scale to another: limitations of the aggregative approach

We have previously seen (§ 4.1.2.2 c.) that the aggregative approach reduces the performance of functional relationships. This is due to the arrival of new dominant processes which obscure the impact of local knowledge or measures, which therefore no longer have a numerical significance on the result. According to *Puech (2003)*, the problem concerns the allocation of a numerical value to a grid cell and the relationship between the different grids. On the one hand, fluxes of water or matter are associated with geometrically shaped cells which are often square shaped. On the other hand, the spatial aspects (description of cells) and temporal considerations (link between the cells) are confused. “The aggregation is often rendered complex, or indeed impossible, due to non-linearities and local heterogeneities exacerbated by a change of several organisational levels, from m² to watershed of 100 km², i.e. jumps of several orders of magnitude. When several levels are skipped, there is no longer a direct link between cause and effect” (*Puech, 2003*). This approach would probably benefit from further development, especially in terms of scale change; nevertheless we managed here to aggregate vulnerability and pressure information at the different organisational levels in question. The resulting estimation of pesticide contamination risk in this study area was used by the regional water agency, and also tested in Spanish and Portuguese watersheds (*Macary, Leccia et al., 2011*).

d) Subjectivity of zoning criteria and choices of mapping representation

During the modelling phase, we allocated scores to the indicators and opted for a discretisation method to produce final maps showing potential contamination risks. These choices were not made randomly, but were mainly based on expert opinions and as such, remain open to question. The most important point concerns the quest for operating thresholds. The difficulty resides in identifying those that appear to be variable within the same area according to the context and the variables or

processes studied. Scored indicators offers benefits like their modularity and the fact that they are easy to understand by users (Devillers *et al.*, 2005). There are advantages and disadvantages associated with the calculation of the limits of the classes. Indeed, this stage may sometimes be rendered difficult when there is limited knowledge. Expert opinions have to be sought, with the subjectivity that this implies. The other limitation of this method is linked to potential existence of a “threshold effect”. For values close to the threshold, a small variation in class change could lead to a large variation in the final result. Conversely, a large variation that is confined to the same class will have no effect on this result. This explains most of major difficulties that confronted us in this method with regard to the validation of mapping results. The aggregation process could be improved with the precise qualification of each category of risk. Including multi-criteria evaluation processes in a GIS software may consequently be useful, leading to some potentially interesting future research topics of these researches.

e) A method restricted to a specific natural context

Our method is restricted to areas of low permeability substratum where water and pollutant fluxes are mainly exported by surface and subsurface flows. It cannot be used in its current form in karstic areas, for example, where infiltration is more predominant. It must therefore be adapted by incorporating vulnerability variables for the environment itself into the pollution of groundwater and not just surface water. It would no longer be merely a question of considering the distance to water courses, but to the groundwater as well. The difficulty would reside in evaluating the proportions of transfer into surface water and groundwater. The variables for geological substratum and soils would therefore become essential.

4.1.6 Conclusions and outlooks

This research has focused on the development of a method for estimating agricultural pesticide contamination risks in surface waters, and the aggregation of risk data to correspond to various spatial organizational levels. The method provides a decision-making tool for public managers in charge of water quality for human consumption and environmental sectors. Different spatial scales were investigated, conserving the initial data resolution throughout the entire process. Classification thresholds for the levels of risk were used for the relative ranking of risk areas. The final maps produced in our study area are based on precise data collected in the field and are designed to correspond to appropriate scale for public environmental managers (allowing for the definition of priority action zones). Agri-environmental measures required to re-establish the water quality in the environment, can then be targeted.

The validation of the method was performed by comparison with field biological data, a measurement of pollution effects on the aquatic environment. We compared the contamination risks calculated with biological (diatom) responses, determined from simultaneously performed surveys performed simultaneously. Biological data were correlated with the risk levels determined by the PHYTOPIXAL method, providing an indirect, but significant, validation of the method. The large-scale, high spatial resolution of the method allows for the coverage of pollution risks at different scales and therefore constitutes an interesting alternative to traditional diagnostic studies, which are time-consuming and costly.

Future developments would be to improve the aggregation process of criteria, conceivably by using a multi criteria evaluation function integrated in GIS, to be able to assess contamination risks over a large area. The links between the results of the risk zoning for non point pollution of agricultural origin and aquatic organisms could be confirmed, either by using a battery of test organisms (e.g. combining diatoms and benthic macro-invertebrates) that are integrative of various anthropogenic impacts at different time scales, or by confirming the present results in other watersheds. However, this work can be already of practical interest to the environmental managers

in different countries, to establish zoning priorities for the implementation of precisely targeted agri-environmental water protection measures.

Acknowledgements

This research was carried out within the IMAQUE Project supported by regional (CPER) and European (FEDER) funds and within INSOLEVIE Inter-regional project funded by the *Aquitaine* and *Midi-Pyrénées* regions. We thank *Daniel Uny*, geomatician at Irstea/UR ADBX, for his contribution to the work by supporting the development of geomatics applications. We would also like to thank *James Emery* for his linguistic support.

References of this paper are integrated with all references at the end of the manuscript.

4.2 Évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les transferts d'azote sur un grand bassin versant et relation avec un petit bassin versant expérimental

Les travaux ayant fait l'objet de l'article scientifique présenté dans ce § 4.2 ont été conduits dans le cadre du projet européen INTERREG SUDOE IV-B "AGUAFLASH", précédemment évoqué en introduction du § 3.2. Le *Chapitre 3* était dédié aux approches d'évaluation environnementale à l'échelle des petits bassins versants dont l'objet spatial de référence sur le terrain est la parcelle agricole, lieu de la prise de décision par les agriculteurs et du niveau de nos observations des processus. Dans le § 4.1, nous avons évoqué la modélisation spatiale des risques environnementaux sur de grands espaces à enjeux. Le § 4.2 permet d'établir le lien entre petits et grands espaces par rapport à l'optimisation de la modélisation. Il ne s'agit pas de créer le modèle universel permettant de couvrir simultanément toutes les échelles spatiales, car nous avons déjà vu dans le *Chapitre 1* que cela relève d'une certaine forme d'utopie sur un plan hydrologique, appuyé notamment par les travaux de *Puech et al. (2003)*. En revanche, nous avons souhaité utiliser tous les paramètres des indicateurs appréciés au plus près du terrain dans le cadre de la mise en œuvre de la modélisation multicritère, pour optimiser ceux du modèle spatial. En effet, les indicateurs constitutifs du modèle PIXAL sont implémentés à partir de données soit d'origine institutionnelles, soit résultant de moyennes régionales en ce qui concerne les pratiques agricoles.

L'article scientifique relatif à ces travaux a été publié sous les références suivantes :

Francis Macary - Odile Leccia- Juscelino Almeida-Dias - Soizic Morin - José-Miguel Sanchez-Pérez (2013) : A spatial agro-environmental risk evaluation by a multi-criteria modelling combined with the pixal method - International Journal of Geomatics and Spatial Analysis - Vol. 23, n°1, pp 39-70.

Ce papier présente une évaluation spatiale des risques agro-environnementaux à l'échelle du grand bassin versant de la Save par la méthode PIXAL, dont le paramétrage a été optimisé grâce à celui du modèle multicritère ELECTRE TRI-C, mis en œuvre à l'échelle du petit bassin d'Auradé.

Résumé : La dégradation de la qualité des eaux par les intrants utilisés en agriculture est maintenant un problème majeur dans toutes les régions où les fertilisants et les produits phytosanitaires ont été largement utilisés pour obtenir les meilleurs rendements. Afin d'améliorer cette situation, il est nécessaire de mettre en œuvre des mesures adaptées sur le terrain. Aussi, les gestionnaires des services publics de l'agriculture et de l'environnement ont besoin de connaissances sur les risques agro-environnementaux à différents niveaux d'organisation spatiale.

Nous avons mené des recherches sur l'appréciation de ces risques en effectuant une évaluation à différentes échelles spatiales en fonction des pratiques. Ainsi, nous avons mis en œuvre deux méthodes dans les *Coteaux de Gascogne* (sud-ouest de la *France*). D'abord, une modélisation multicritère avec la méthode ELECTRE TRI-C combinée à un SIG ArcGIS[®], a été appliquée dans un petit bassin versant expérimental (3 km²). Ensuite, nous avons utilisé la méthode AZOTOPIXAL combinant simultanément télédétection et SIG dans le grand bassin versant englobant de 1150 km². Nous avons développé une relation fonctionnelle entre ces deux méthodes d'aide à la décision et nous avons ensuite tenté de valider les résultats obtenus à partir de mesures de la concentration en nitrates dans les eaux de surface.

Mots clés : pratiques agricoles, méthode ELECTRE TRI-C, risques environnementaux, SIG, aide multicritère à la décision, azote, méthode AZOTOPIXAL, télédétection, changement d'échelle.

A spatial agro-environmental risk evaluation by a multi-criteria modelling combined with the PIXAL method

Francis Macary*

Irstea, UR ADBX
50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France
E-mail: francis.macary@irstea.fr

*Corresponding author

Odile Leccia

Irstea, UR ADBX
50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France
E-mail: odile.leccia@irstea.fr

Juscelino Almeida-Dias

LAMSADE, Université de Paris-Dauphine,
Place du Maréchal de Lattre de Tassigny, F75775 Paris, France
E-mail: judiascv@gmail.com

Soizic Morin

Irstea, UR REBX
50 avenue de Verdun, F33620 Cestas-Gazinet, France
E-mail: soizic.morin@irstea.fr

José-Miguel Sanchez-Pérez

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (EcoLab),
Université de Toulouse, INPT, UPS, ENSAT, Avenue de l'Agrobiopôle,
31326 Castanet-Tolosan, France
and CNRS, EcoLab, F31326 Castanet-Tolosan, France
E-mail: jose-miguel.sanchez-perez@univ-tlse3.fr

Abstract: The degradation of water quality due to agricultural inputs is now a major problem in all regions where fertilizers and pesticides have been widely used for best yields. In order to improve the situation in the field, public agricultural and environmental services need to assess the agro-environmental risks at different spatial levels in order to apply the appropriate measures.

We researched the assessment of these risks by studying current practices at different spatial scales. This was carried out in the Coteaux de Gascogne area of southwest France, using first, ELECTRE Tri-C multi-criteria spatial modelling combined with ArcGIS[®], on a small experimental watershed (3 km²); then AZOTOPIXAL method, which includes both remote sensing and GIS on a 1,150 km² watershed.

We identified a functional relationship between these two decision aiding methods, and then attempted to validate the results by taking measurements of nitrogen concentration in surface water.

Keywords: agricultural practices, ELECTRE TRI-C method, environmental risks, GIS, multi-criteria decision aiding, nitrogen, AZOTOPIXAL method, remote sensing, scale changing.

4.2.1 Introduction

Over the last five decades, certain areas have seen a development of intensive agricultural practices. As a result of this, the widespread use of fertilisers and pesticides has become a cause for environmental concern, posing a risk to surface and groundwater (*OECD, 1998*). At the same time, the increased use of products containing nitrogen has greatly increased crop yields (*Henin, 1980; Sebillotte, 1992; 1994; Turpin, 1997*).

Increased sales of nitrogen fertilizer, along with the intensification of farming practices and the changing layout of farmland, have significantly modified the nitrogen cycle. Agricultural ecosystems – including surface and groundwater – have become overloaded with nitrates (*Probst, 1985; Sanchez-Pérez et al., 2003; Perrin et al., 2006; Birgand et al., 2007*). Common agricultural policy has meant that farmers have maintained a level of production which far exceeds the needs of the population, and the export of farm produce has been increased without any thought to the resulting impact on the environment.

In response to this situation, the European Union created the Water Framework Directive (WFD), aimed at protecting the ecological status of fresh surface and groundwater within Europe (*WFD/2000/60*). This policy sets out legal and regulatory specifications for member states to achieve a “good” level of ecological and chemical cleanliness for all natural aquatic environments by 2015. Agriculture is one of the considerations in this new directive. In France, agriculture and the environment have their own dedicated ministries, who in turn control regional agencies such as local healthcare authorities and water supply bodies. At regional level, the activities carried out by these organisations are managed by the Prefect (Préfet) (a senior government representative).

The facilities most affected by these new regulations on excess pesticides and nitrogen are the pumping stations that provide drinking water to the local population. European standards impose a maximum concentration of 0.1 µg/l for any single type of pesticide molecule in water destined for public consumption, and a maximum total concentration of 0.5 µg/l where multiple molecules are present (*EC, 1998*). For nitrates, the limit is set at 50 mg NO₃/l. Untreated water for consumption by humans and animals is obtained directly from groundwater through pumping stations. Water pollution has become a key issue for water managers, as many stations have been closed down due to their chemical levels significantly exceeding legal limits. These high concentrations of nitrogen and pesticide molecules are largely due to intensive farming. Despite certain farmers voluntarily adopting improved methods since 1992 - the third major reform of the European common agricultural policy (*Weyerbrock, 1998*) - the effects have been negligible. The adoption of these new practices has simply been spread too thinly.

European governments have implemented a variety of measures to reduce the concentration of pollutants more effectively. In France, the agriculture and environment ministries enacted Decree n° 2001-34 (*MATE, 2001*), which applied the specifications of the European Nitrate Directive (*CE, 2001*). This decree was later superseded by Decree n°. 2007-397 (*MEDD, 2007*). These new regulations were essentially intended to reduce the transfer of nitrates from cattle farms to water, and to stop them spreading to vulnerable areas.

The 2007 French environment summit, or "Grenelle de l'environnement" (*MEDDTL, 2007*) saw the introduction of a new environmental protection law (*MEDDTL, 2010*). The French Agriculture Ministry promoted contracts between the State and farmers who receive subsidies, provided to develop Best Management Practices (BMPs) and Best Environmental Practices (BEPs) (*Lafitte and Cravero, 2010*). BEPs may include measures aimed at the reduction of agricultural pressure affecting water (nitrates, pesticides, etc.) or reducing the effects of this pressure (buffer zones, limiting excess nitrates, etc). Two distinct approaches can therefore be identified. The first involves changing the production methods themselves, through moves towards organic farming, input/output optimization (*Kirchnermann et al., 2005*). An essential part in this process is to convince farmers of the benefits of

more environmentally-friendly methods. The second approach aims to reduce the impact of farming pressures through BMPs, such as extending time between crop rotations, and implementing crop catching, crop residue management, and vegetative strips. It can also make use of BEPs such as retention ponds and riparian zones (FAO, 1994; Misra et al., 1996; CORPEN, 1997; Schmitt et al., 1999; Gril and Lacas, 2004; Carluer et al., 2009).

To make the most effective use of these new measures, financial incentives need to be focused on areas with the highest risk of pollutant transfer, and are thus designed with the specific aim of reducing pollution of river waters. Limits aimed at protecting water pumping zones also need to be precisely defined. The implementation of these measures requires well-managed environmental engineering. In order to assess the dominant processes responsible for poor water quality, we need to take into account the relationships between landscapes, land use, and the impact of anthropogenic pressure on natural cycles. Over the last 20 years, simulation tools have been developed, which analyse the quality of surface and groundwater, taking into account data from agronomical, hydrological, and ecological sources. Water quality assessment models have previously provided a significant contribution to the analysis and understanding of non-point source pollution, as measured in rivers, aquifers, and reservoirs (Arnold, 1998; Beaujouan et al., 2002; Bioteau et al., 2002; Gomez et al., 2003; Oehler et al., 2009; Ferrant et al., 2011; Oeuring et al., 2011). These tools are able to simulate potential changes in both of the quantity and quality of surface and groundwater, according to human pressure and natural dynamics. However, these types of models require a large number of parameters and data. Environmental managers are often unable to use them because they are simply too complicated, and the necessary data can rarely be obtained. In addition to this, qualitative data, such as that concerning BEPs, are incompatible with this modelling method.

Our first task was to develop our own method using BEP and BMP scenarios, which would in turn allow us to take into account qualitative information when carrying out agro-environmental risk assessments. This approach provides managers of agricultural and environmental agencies with effective, easy-to-use decision support tools. The risk of water contamination by agricultural chemicals is assessed using factors that fall into two categories. The first category takes into account water vulnerability, i.e. the combination of slopes, soil types, and the proximity of farmland to streams and rivers. Certain BEPs can only be assessed at a local scale. The second category of factors covers agricultural pressure (nitrogen, pesticides, etc).

We applied two methods, each adapted for a different spatial scale. For small watersheds (less than 10 km²), we used a multi-criteria decision aiding method (MCDA) called ELECTRE TRI-C, coupled with a GIS (ArcGis®). This method needs investigation in the field. For large watersheds, (several hundreds or thousands of km²) we used a combination of remote sensing and GIS. We carried out supervised classification of satellite images (Landsat 5TM), using a GIS to give us land use information. The second step in the process was to link these two methods, and to use locally-obtained MCDA information to optimise the remote sensing/GIS method. This new combined use of methods is the main topic of this paper.

4.2.2 Materials and methods

4.2.2.1 Study site

Our research was carried out in the *Gascony* region in southwest France. Figure 4-11 illustrates the layout of the *Adour-Garonne* hydrographical network, including the main tributaries leading to the *Garonne River* (1). It shows the large *Save* watershed (2), a hydrographical zone contained within the *Save* watershed, called the *Boulouze* (3), an elementary watershed, the *Montoussé* (4), and the small *Auradé* watershed (5), which was used as the example for our research. The different scales for studying agro-environmental risks are shown on this map.

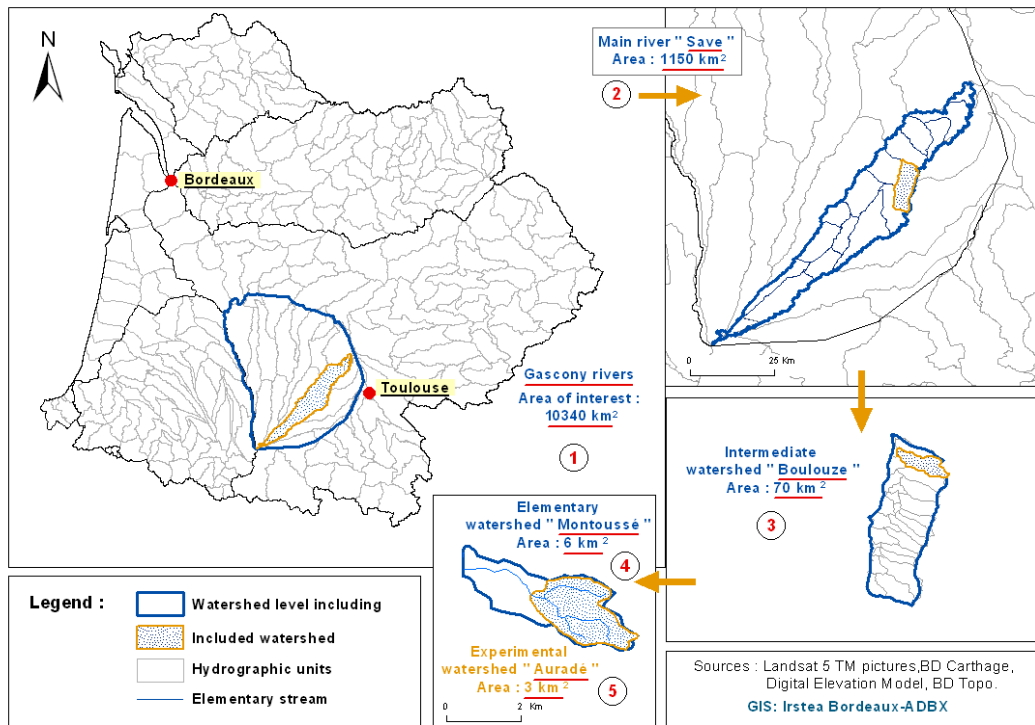


Figure 4-11. An overview of the scaling change issue and location of the study site

The aim of our model is to provide environmental managers and stakeholders with results for each of these different scales. With a surface area of 10,340 km², the *Gascony* region is within the watershed of both the *Adour* and *Garonne*, and is drained by 17 rivers. The rivers in *Gascony* are all left tributaries of the *Garonne*, which is located between the *Pyrenees* and the *Atlantic Ocean*. All of these rivers begin on the *Lannemezan* plateau. Some of these watersheds, such as the *Save* (1,150 km²), cover several thousand square kilometers.

Between 1985 and 2004, the mean annual rainfall was in the region of 700 mm, with evapotranspiration of 820 mm. The rivers in question are subject to a rain-driven hydrological regime. Low flow period occurs during the summer season (between July and September). The geological substratum is essentially impermeable, favoring surface and subsurface runoff, and the transfer of contaminants into streams. A great deal of intensive farming is carried out in the region, with the main crops being cereals, sunflower, soya, rapeseed and maize. Water from nearby rivers is often used for irrigation. Parcels of land located on slopes generally have short crop rotations of around two or three years. A lot of chemicals, such as nitrogen and pesticides, are used on these hillside plots to boost yields. The quantities in which these substances are used give a good illustration of the levels of intensive farming in a given area. In addition to this, many parcels are large when compared to the regional average, often covering over ten hectares. This is because many forests, hedges, and grasslands were removed some fifty years ago as part of a process of land consolidation, following a mass rural exodus. The increasing use of large machinery has also contributed to the size of the parcels. Intensification of farming practices has led to a very real decrease in the quality of surface water (Perrin *et al.*, 2006).

4.2.2.2 General conceptual model combining two methods for varying spatial scales

Our multi-scale assessment of agro-environmental risks took into account both the vulnerability of surface water and agricultural pressure. By combining these two elements, we were able to determine the potential contamination of streams and rivers. Where this kind of contamination is likely to affect drinking water pumping stations, it represents a territorial surface water risk (CORPEN, 2006).

The general conceptual model is shown *Figure 4-12*. Assessments were carried out at the "small" watershed scale using an MCDA method. For larger watersheds, we employed a PIXAL method. The term "PIXAL" is a generic term given to spatial agri-environmental risk assessment. Initial calculations are made using remote sensing data (Landsat TM: 30m x 30m). Values are then aggregated at different watershed levels. Where agricultural pressure is caused by nitrogen, the method is referred to as AZOTOPIXAL ("azote" being the French word for nitrogen). For pesticide contaminants, we call the approach PHYTOPIXAL (from "phytosanitaire": a French word relating to these chemical products).

The two methods share the same overall approach. The main criteria are the same, but we will see in *sections 4.2.2.3* and *4.2.2.4* that the parameters are different. For smaller watersheds, we are able to add qualitative criteria such as BEPs, which allow physical phenomena to be taken into account. A smaller scale also means that indicators can be more easily validated for farming parcels. We carried out this validation for the MCDA method, which in turn allowed us to improve the PIXAL methods we used on larger areas.

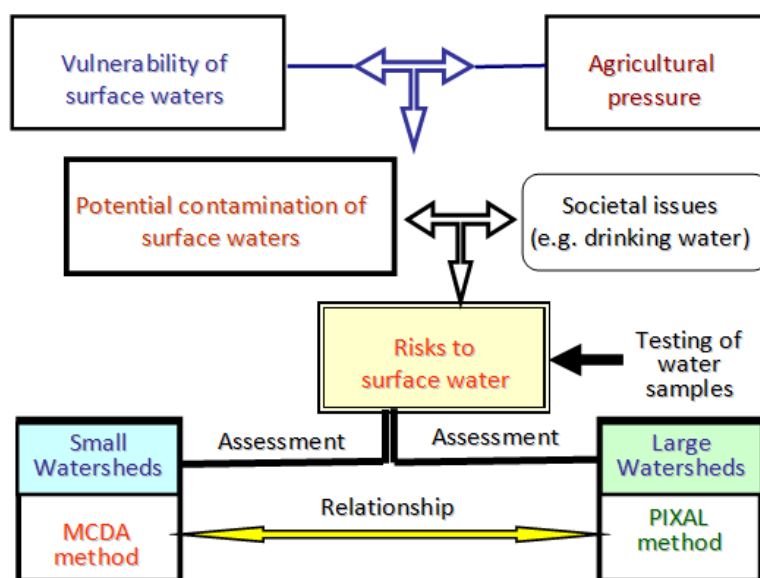


Figure 4-12. General conceptual model combining two methods

4.2.2.3 Risk assessment for a small area, through the modelling of a combined multi-criteria decision aiding method and GIS.

Decision support can be used in a wide range of contexts, including urban and regional planning, transport, management of water resources, and environmental management. This approach began in the late 60s, when researchers recognised the need to overcome the limitations of cost-benefit analyses and linear programming approaches, thus taking into account many conflicting factors. Multi-criteria Decision Aiding (MCDA) methods, or Multi-criteria Decision Analysis methods were developed in the 1970's (Roy, 1968), and have been used in a wide variety of contexts (Schärlig, 1985, 1996; Roy and Bouyssou, 1993; Maystre et al., 1994). Starting in the early 1980s, they have also been successfully applied to environmental management issues (Simos, 1990). They can generally provide an effective insight into problems (Laaribi, 2000), where:

- Multiple quantitative and qualitative criteria are considered
- Criteria are often heterogeneous
- Criteria are generally conflicting
- Criteria are generally considered of unequal importance

MCDAs help decision-makers who have to deal with multiple – often contradictory – points of view. Using these methods, decisions can be both modelled and formalised. More recently, their use has been further developed to incorporate spatial information systems. *Malczewski (2006)* carried out an extensive review of existing literature on the combined use of MCDAs and GIS's. This kind of integrated approach is mentioned in a large number of scientific papers (*Janssen and Rietveld, 1990; Joerin et al., 2000; Laaribi, 2000; Chakhar and Mousseau, 2008*).

Integration of these methods is particularly useful for agro-environmental studies, because it allows both quantitative and qualitative data to be taken into account, enabling simulations to be better tailored to the specific needs of stakeholders, policy makers, and experts. This combination has been used in a variety of previous projects, notably in irrigation water management (*Tiwari et al., 1999; Chen et al., 2010; Reshmidevi et al., 2010*), to select the best agricultural areas for sewage sludge amendment (*Passuello et al., 2012*), to develop land suitability for agriculture (*Mendras and Delali, 2012*), to assess erosion risk zoning (*Macary et al., 2010b*), and to apply European nitrate reduction policies (*Fealy et al., 2010*). Given all of these advantages, we decided to use a MCDA/GIS combination for our own project, involving the creation of a decision aiding tool for water managers in the *Adour-Garonne* basin. The method was tested on the smaller *Auradé* watershed (*Figure 4-11*).

Terminology:

- Action “a” is the representation of the element, which contributes to the decision, e.g. each farming parcel in the watershed where farmers manage land use and agricultural or environmental practices.

- Criterion “g” is a judgment factor with which we measure and estimate the performance of the parcels in terms of surface water contamination risk.

- For each criterion, several values, called performance values, are proposed. The highest performance is associated with the strongest risk of nitrogen transfer. $g_j(a)$ is the evaluation or performance of the action “a” depending on criterion “j”. The role of the different criteria is modelled by using the weights of the criteria and, where applicable, preference, indifference and veto thresholds.

- Multi-criteria evaluation consists of measuring the parcels’ performance with regard to the criteria, using the MCDA method. The table resulting from these evaluations is called the performance matrix.

There are several types of multi-criteria problem (selection, description, classification, sorting), which need to be effectively sorted. The aim of this sorting process is to assign actions to a set of categories, calculated based on multiple criteria. This allocation was carried out using the ELECTRE TRI-C method. Each category must be pre-defined before receiving these actions (agricultural parcels in this case), which will/may be processed in the same way. They are characterised by a benchmark action which sets the relevant transfer risk level. When applied to decision-making, the categories are ranked in order of risk.

The model prototype used for our project was developed by *Almeida-Dias et al. (2010)*. It was modified from the previous version of the ELECTRE TRI method (*Mousseau et al., 2000*), in which each result category had pre-defined boundaries. With the ELECTRE TRI-C method, these categories are set using benchmark values, which give a more relevant display of risk levels. Each category needs to be defined before actions can be assigned to it (in this case, farming parcels). These actions may or may not be processed in the same way. The Assignment procedure sorts the parcels into 5 categories of risk level: Very High / High / Intermediate / Low / Very Low (or No Risk), because this is a commonly-used categorisation method for agro-environmental studies, especially when dealing with risk levels.

In 2009, the *Auradé* watershed included 83 farming parcels (actions). We defined six different criteria for the multi-criteria modelling process, based on their relevance to nitrogen transfers and information availability.

○ First group: Vulnerability of surface water

- Effect of combination of slopes and homogeneous portions for each farming parcels: this is a quantitative criterion
- Connectivity between the farming parcels and the streams: qualitative criterion
- Soil types: qualitative criterion.

○ Second group: Agricultural pressure (land use and nitrogen application in this paper) is a quantitative criterion.

○ Third group: Regulation of the transfer of contaminants into surface waters

- *Vegetative Filter Strips* (VFS) between parcels and streams: qualitative criterion
- *Riparian zones* (RZ) beside the stream: qualitative criterion.

The higher the score for each criterion, the higher the risk level.

The current article is concerned with showing how we combined the MCDA and PIXAL methods, and in particular how we applied this combination to varying scales. We will therefore only provide a brief outline of the methods themselves. The implementation of the two methods in question has already been described in detail by *Macary et al.* (2006, 2007, 2010, and 2012).

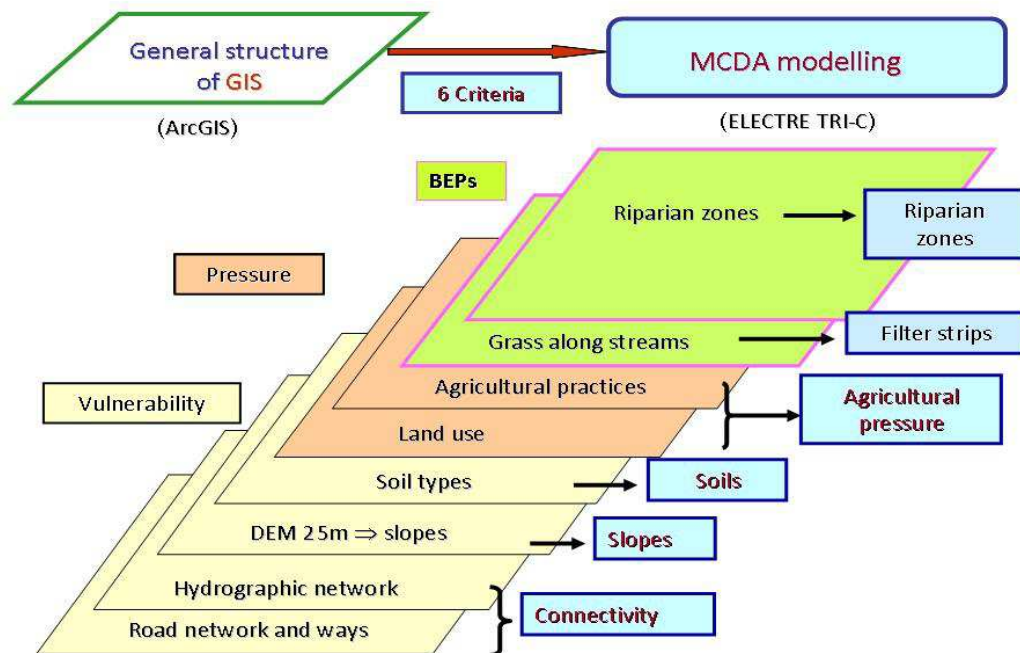


Figure 4-13. Different criteria used and relations between GIS and MCDA

a) Modelling the set of criteria in the MCDA method

A brief overview of the performance values used for criteria modelling.

Details of MCDA scores implemented for each criterion relating to the farming parcels in the *Auradé* watershed were provided in previous papers (*Macary et al., 2012*). These values were based on field observations (*Annexe 25*).

○ Criterion g1- Combination of slopes and the surface area of parcels

Slopes are an important consideration in agro-environmental risk assessment, because they affect surface runoff and thus the potential transfer of contaminants. The performance values take into account both the surface area and the slope of a parcel when calculating its risk level. We included the surface area in this criterion because of its importance to the whole calculation process. It also allows the “slope” value to be refined, because an average slope value by itself makes no sense. We calculated this performance with the GIS, on the basis of a Digital Elevation Model (DEM) at 25 m restored to a precision of 10 m; each parcel was broken down into polygons of uniform slope P_u (% of slope) and surface of polygons S_u (m²). We attributed the performance of the criterion g1 for a farming parcel, by calculating: $\sum (P_u \times S_u)$. This combination takes into account the surface area of a farming parcel in a criterion, which affects its contribution to contaminant transfer. This is a quantitative criterion.

○ Criterion g2 - Soil type

The flow mode of contaminants is influenced by the soil types (*Macary et al., 2011*). We selected four groups of soils from a set of twelve different soils determined by SOL CONSEIL-ECOLAB in 2006: A (Epileptic Cambisols-Rendzic-Leptosols (<50 cm); B (Calcaric-Cambisols > 50 cm); C (Cambisols-Luvisols); D (Fluvisols). The scores in each parcel consider the soil types and their corresponding surface area. They were established as follows:

$$\text{Soil score} = (\%S1 A * 8 + \%S2 B * 4 + \%S3 C * 2 + \%S4 D * 1) / 100 \quad [1]$$

(S_x represents the area of each type of soil per parcel)

○ Criterion g3 - Connectivity of each agricultural parcel to the stream

The advantage of the MCDA method is that it allows us to note qualitative elements previously observed on the watershed as follows:

- Very high connectivity = 9
(The whole upstream edge of a parcel directly borders the stream, with some drains)
- High connectivity = 8 and 6
(8: the whole upstream edge of a parcel directly borders a stream, without drains)
(6: part of the edge of a parcel directly borders a stream)
- Intermediate = 5 (Talwegs and ditches)
- Weak = 3 (Roads and public footpaths)
- Very weak = 1 (Little or no connectivity)

○ Criterion g4 -Vegetative Filter Strips effects (VFS)

The VFS represents a vegetative strip used along streams in the lower parts of parcels, decreasing the transfer of soluble contaminants to the stream. However, the effectiveness of this solution depends on its width and serviceability classified in the field as follows: width “l” was appreciated in a scale between 0 and $l > 9$ m; serviceability was classified either as bad or good. Performance resulting from the intersection of notation is included in the range of values: [0 – 15].

○ Criterion g5 - Riparian zone (RZ)

A riparian zone is a wooded area along the side of a stream. A good RZ decreases contaminant transfer and also improves the protection of streams. The effectiveness of this type of zone depends on the density of its vegetation. These zones were scored as follows: 10 for riparian zone in [0 -10]; 9 for RZ in [10 -25]; 7 for RZ in [25 -50]; 5 for RZ in [50 -75]; 3 for RZ in [75 -100]; 2 for RZ = 100% and 0 when land parcel is not along the stream.

○ Criterion g6 - Agricultural pressure: nitrogen inputs

We characterised the agricultural pressure according to nitrogen, pesticides and land use regarding erosion risks. In this paper, we only consider the nitrogen inputs. We took into account the

total input Q on a crop for a year, modulated by the number of inputs N_i . This is particularly relevant for risk levels, because of the potential runoff after they are applied. Following tests, we decided to use this rule: $Q = 100\%$ when $N_i = 1$; $Q = 85\%$ when $N_i = 2$; $Q = 75\%$ when $N_i = 3$; $Q = 70\%$ when $N_i \geq 4$. Input values came from field surveys (Auradé Farmers Association) for each crop in agricultural parcels. The scale of raw values is from 0 to 300 kg/ha, before the modulating coefficient is applied.

Performance of the benchmark parcels for the five categories of risk levels: Table 4-04 shows the performance of the benchmark parcels, for the five categories of risk levels, based on expert judgement. We defined five risk levels, which is common practice among public environmental institutions in Europe (§ 4.2.2.3). We also chose to rank benchmarks B1 to B5 with decreasing values for each criterion. This allowed us to remain coherent with a ranking system used on a previous erosion study with the ELECTRE III model (Macary *et al.*, 2010). The system used for that project placed farming parcels of interest to environmental managers in the top category, as they required priority analysis and re-meditation.

Table 4-04. Performance of benchmark parcels, for the 5 categories

C_h	Risk level meaning	b_h	Slopes g_1	Soils g_2	Connection g_3	VFS g_4	RZ g_5	N g_6
C_1	Very high	b_1	1 000 000	7	9	14	9	130
C_2	High	b_2	500 000	5	8	11	7	100
C_3	Intermed.	b_3	300 000	3	5	8	5	70
C_4	Low	b_4	200 000	2	3	5	3	40
C_5	Very low	b_5	100 000	1	1	2	2	20

C_h : Category of risk level

b_h : Performance of benchmark parcels by criterion, for each risk category

b) Relationship between MCDA method and GIS

The ELECTRE method was combined with the GIS, but not directly integrated. We used GIS to calculate the performance values of farming parcels for each criterion, which were then implemented into the performance matrix. Following modelling with the MCDA method, the GIS is used to show results. With certain GIS applications, it would be difficult (or impossible in some cases) to take into account certain criteria, notably vegetative filter strip effects and riparian zones. The reason for this is that vectors (partial surface area), rather than raster cells (whole surface area) are used for each parcel. Using this method, we are able to ensure optimum performance for both systems, and data can be readily transferred between them.

c) Modelling the weights of criteria

Different criteria have varying levels of influence on the risk of contaminant transfer. Because of this, the values need to be weighted within the model. The numerical values assigned to these weightings were obtained using SRF (Simos-Roy-Figueira) software (Figueira and Roy, 2002), with the help of expert agronomists in ranking criteria based on their importance in physical processes, and then using software with a "card game" approach. Table 4-05 shows the final results of the weighting. Surface water vulnerability criteria receive a weighting of 47%, nitrogen pressure 30%, and the two BEPs "vulnerability regulators": 23%.

Table 4-05. Weighting of criteria

Criteria	Slopes CR1/g ₁	Soils CR2/g ₂	Connection CR3/g ₃	VFS CR4/g ₄	RZ CR5/g ₅	N CR6/g ₆
Weights (%)	18	6	23	13	10	30
✕ CR1+CR2+CR3 = Vulnerability => 47% of the sum of all weights ✕ CR4+CR5 = BEPs => 23% of the sum of all weights ✕ CR6 = Nitrogen pressure => 30% of the sum of all weights						

In order to account for the imprecise nature of some data, we also introduced the notion of thresholds to the model. We established three different thresholds: Indifference (q), Preference (p), and Veto (v). This last threshold only applies to the criterion g₆. The thresholds are considered as linear functions of performance g_j (a) and are calculated as follows: threshold g_j (a) = $\alpha \times g_j(a) + \beta$. The analyst must specify the value of both coefficients α and β for each criterion and for each threshold.

The ELECTRE Tri-C assignment results are based on the outranking credibility indices, denoted σ (a, bt), (Almeida-Dias, Figueira, and Roy, 2010) which are compared to a chosen credibility level, denoted λ . This level is a minimum degree of credibility which is considered or judged necessary by expert agronomists in order to validate (or not) the statement “a outranks b” (meaning that a is at least as good as b) taking all the criteria from F into account.

In general, this minimum credibility level has a value within the range [0.5-1], and can be roughly interpreted as a majority level, as in the voting theory. For this project, we set the minimum degree of credibility (λ) at a value of 0.7 (based on our criteria weighting) which is considered necessary in validating or refusing the assignment of a farming parcel within a particular category.

4.2.2.4 The PIXAL multiscale risk assessment methods using remote sensing and GIS

In the past, a variety of methods have been used to deal with the problem of scale change, which is a key consideration for geographers and agronomists working at different scales, e.g. with nested watersheds. There are many different type of scale change, including:

Creating specific agro-environmental indicators for the data needed at each scale: parcels, farms, watersheds, and administrative units.

Aggregation and disaggregation. These approaches were applied by *Blöschl and Sivapalan (1995)*. Disaggregation is used to determine the behaviour of a particular component, based on the behaviour of the whole entity. Aggregation works by taking separate elements and combining them to form a whole. Indicators take raw data and convert them to a synthetic format.

A Spatial Reference Object (SRO) can be used by environmental managers and local stakeholders for each of the different scales. The aggregation is then carried out mathematically, separately taking into account the data for each scale. Spatial information is thus displayed in a format that can be easily read and interpreted. The accuracy of the spatial method is governed by the levels of spatial organisation. Generally speaking, the smaller the geographical scale, the more accurate the information, as more data is available. Information obtained at these smaller scales can then be used to improve the accuracy of data applied to other levels of organisation. With this in mind, we developed a spatial risk assessment method, aggregated at different spatial scales. Our PIXAL methods -AZOTOPIXAL for nitrogen in this paper- are suitable for use in other regions where surface waters are exposed to different contaminants.

Our approach is based on a combination of complex and spatialised agro-environmental indicators, taking into account both the vulnerability of surface water and agricultural pressure.

a) AZOTOPIXAL method

We first established the risk of pollutant transfer using our own SRO, a 30m x 30m Landsat image. This image was then aggregated to include different levels of spatial organisation, ranging from small agricultural watersheds, to the larger scale of the surrounding watershed. The method was developed and tested in the *Gascony* region (*Figure 4-11*).

We had to exclude certain agricultural factors, because we could not obtain suitably discriminating data (e.g. geological substratums). The final factors chosen fell into two groups: natural environment (relating to surface water vulnerability) and agricultural pressure. We may note here that, unlike the MCDA approach in the small watershed, the AZOTOPIXAL method uses rasters to calculate risk levels, whose size is superior to a VFS and a RZ. This explains why VFS's and RZs cannot be taken into account. A quantitative measurement of this type would require remote sensing images with a resolution of one to five square metres. However, qualitative data regarding the effectiveness of VFS and RZ would be impossible without on-site checks by an expert.

The first group includes slopes, soil types, and connectivity with streams. The vulnerability indicator for the method is the sum of these three values. This value was selected following a number of tests using multiplication, which resulted in too much importance being given to the vulnerability value in the risk assessment (*Figure 4-14*). The second group covers the use of contaminants (nitrogen in this paper). These data come from land use information and agricultural practices. Land use information was obtained through remote sensing (supervised classification of three satellite images by our team using Erdas Imagine®). We collected information on farming methods through interviews with farmers and their advisors. Agricultural inputs were added directly at pixel level (in this case nitrogen doses by crop) on the GIS, taking into account the number of inputs (§ 4.2.4.2 b).

Our first step was to calculate contamination risks, firstly at pixel level, by multiplying together vulnerability and agricultural pressure values. The choice of sign in this case is quite obvious: if pressure is zero (vulnerability could be very low but never zero) the risk level for a particular pollutant must be zero, e.g. no fertilization applied. The general flowchart of the method is showed in the *Figure 4-14*.

The second stage involved aggregating contamination risk values at different spatial levels (watersheds in this case). This was achieved by calculating average values based on the surface area of the watershed. The level of aggregation depends on the area chosen by the public managers of agriculture and the environment, and the area in which water needs to be protected.

This information provides adequate scope for scale changing. Data were gathered over the full area at the smallest scale, allowing for a more precise description. The application of the method in the *Coteaux de Gascogne* area (*Figure 4-11*) shows how the risk assessment can be carried out for a watershed of some km², right up to a hydrographic basin covering several thousand square kilometres.

b) Indicator scores

□ Slope

We used the DEM at a resolution of 25 metres, extrapolated to a 30-metre resolution, to obtain the same spatial resolution as that of the satellite image. We retained seven classes of slope adapted to the surface runoff < 2%; 2 to 5%; 5 to 10%; 10 to 15% to 20%; 20% to 25%; > 25%. In this area, crops are mainly grown on farmland with slopes of less than 15%. Beyond this value, we found mainly grasslands. In this study, scores from 1 to 11 were used for increasing classes of slope.

❑ Soil types

We used the same 4 categories as those determined for the small Auradé watershed. A (Epileptic Cambisols-Rendzic-Leptosols < 50 cm): 8; B (Calcaric-Cambisols > 50 cm): 4; C (Cambisols-Luvisols): 2; D (Fluvisols): 1.

❑ Distance to water courses

Unlike the MCDA method, in which we carried out a qualitative appreciation of the connectivity, with the AZOTOPIXAL method, we use the buffer function of the GIS to determine the distance between each pixel with the watercourse. Distances were multiple of 30m (width of the satellite image pixel). We considered 5 classes: < 30m; 30 to 60; 60 to 90; 90 to 120; > 120 m. Before adapting these values, we carried out different tests. When a different class was used 120 to 150 m, we observed many intersections of buffer zones, in close proximity to water courses when watercourses are near.

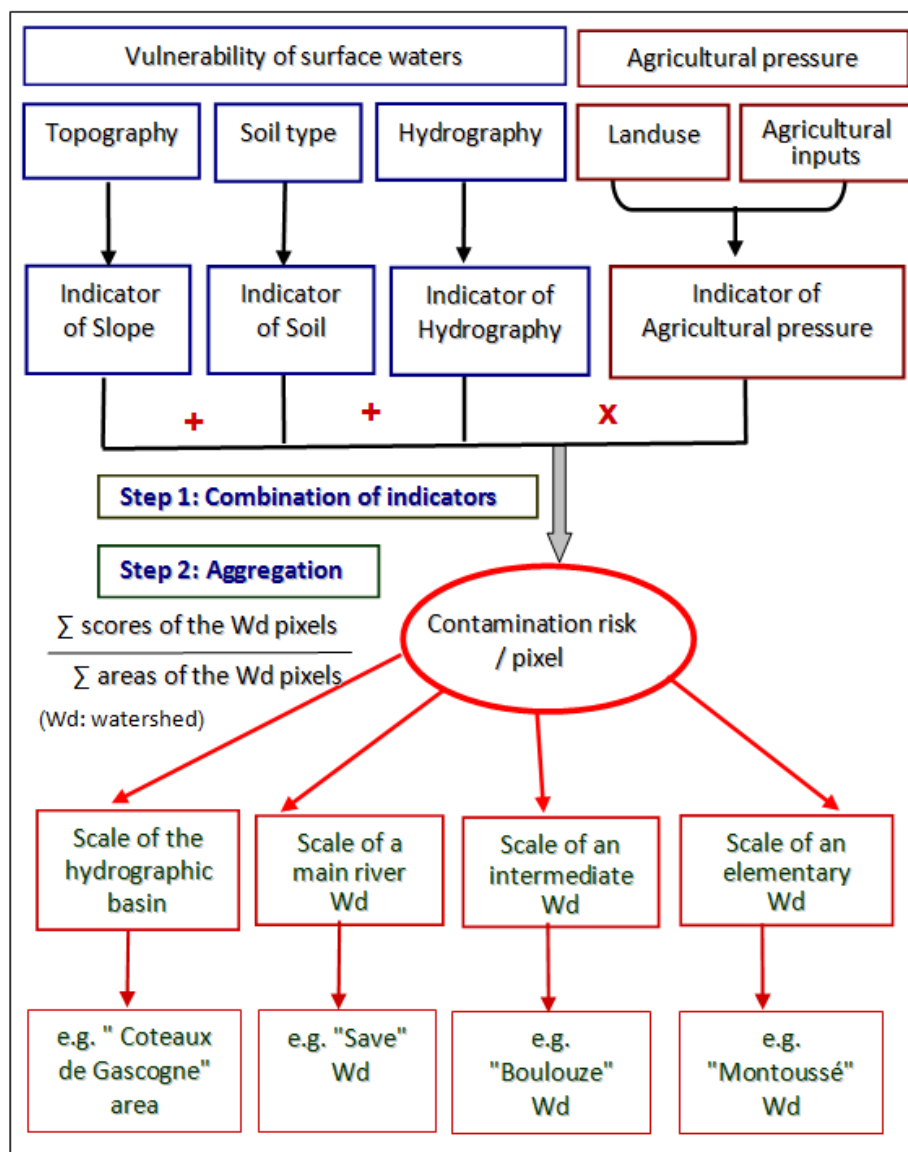


Figure 4-14. Overall structure of the AZOTOPIXAL method and its different scales of results

❏ Nitrogen inputs

We also used the values from *Auradé* and other watersheds for different crops unrepresented in this small area. We used the same coefficients to modulate inputted figures. We applied a value of 65 kg /ha of nitrogen for grassland, because this is a value usually considered in the same conditions.

c) Indicators weighting

At the beginning of development of the method, no differential weighting was imposed between the scores. But after the multi-criteria modelling, we integrated weights for the indicators of vulnerability without the BEPs only, because remote sensing is not able to take them into account. These weights come from an extrapolation of the MCDA weights for the vulnerability criteria. The AZOTOPIXAL method initially adds together weighted vulnerability indicators, and then multiplies vulnerability by pressure, both of which have a weighting of 100. *Table 4-06* shows weights following the two methods, and how weightings are calculated for the AZOTOPIXAL and MCDA methods.

Table 4-06. Weighting relationships between MCDA and AZOTOPIXAL methods

	Vulnerability			BEPs		Pressure
Criteria	Slopes CR1/g ₁	Soils CR2/g ₂	Connexion CR3/g ₃	VFS CR4/g ₄	RZ CR5/g ₅	N CR6/g ₆
Weights (%) of MCDA method	18	6	23	13	10	30
Weights (%) of AZOTOPIXAL method	38	15	47			100
AZOTOPIXAL method	Vulnerability Weight = 100			X		P. Weight = 100

4.2.3 Results and Discussion

Some results are shown below from the small experimental watershed *Auradé* to the larger *Save* watershed, for the year 2009. The first element shown is the vulnerability of surface water in the *Save* watershed after land use. Following this are the maps of potential risks of nitrogen transfer into surface waters, with validation testing.

4.2.3.1 Vulnerability of surface waters in the Save watershed

Figure 4-15 shows the vulnerability of surface waters in the *Save* watershed based on three indicators: soil types, slopes, distance from watercourses. The vulnerability is higher in the *Pyrenees piedmont* because of higher slopes, narrow valleys, and superficial soils. We aggregated the values resulting from calculation of each pixel, to the elementary watershed level in order to show the differences in vulnerability on this larger watershed scale.

4.2.3.2 Land use in 2009 in the Auradé watershed and the Save

Figures 4-16 and 4-17 show respectively the land use in the *Auradé* watershed and the *Save* for the agricultural year 2009 and their very significant differences, even if the small *Auradé* area is part of the larger watershed.

The two maps show a major difference in the land use and agricultural practices on these two levels of watershed (Wd). In the *Auradé* Wd, the crop system is very intensive and the rotation is mostly binary: essentially wheat (60% of the area in 2009 and sunflower (36%). The wheat receives very doses of fertiliser (nitrogen, phosphorus, and potassium), whereas the sunflower crops receive little or no fertilisation in the second year of rotation (minimal use of nitrogen).

In the *Save* watershed, we can identify two main sections. Section 1 runs from the upstream area (south west) to the central zone, which mainly contains grassland and forest, with some cereal crops and corn. Section 2 extends from the central zone to the downstream area (north east). This second section has a considerable amount of intensive agriculture, with differing crop rotations: 2 to 3 years in the hills (as is the case with *Auradé*) and 3 to 4 years on the plains bordering the rivers. The crops in Section 2 include corn, soya bean, and sorghum.

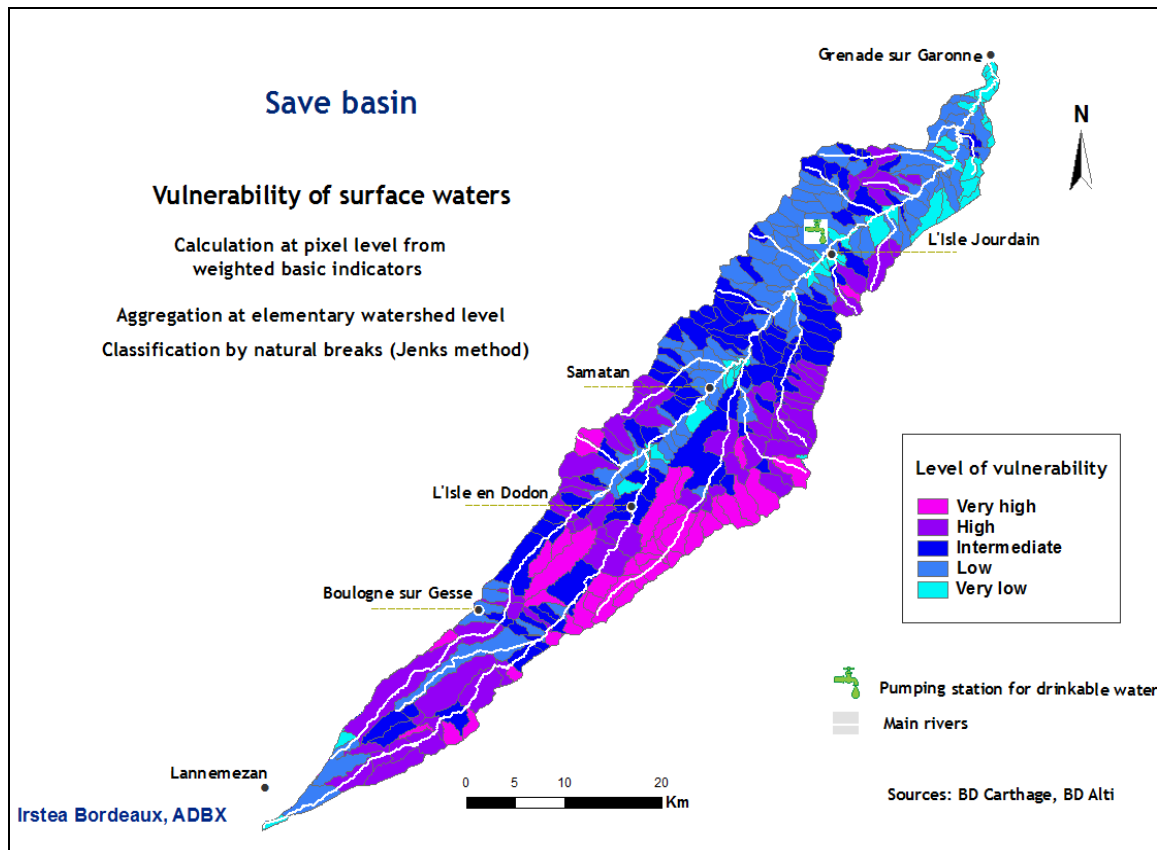
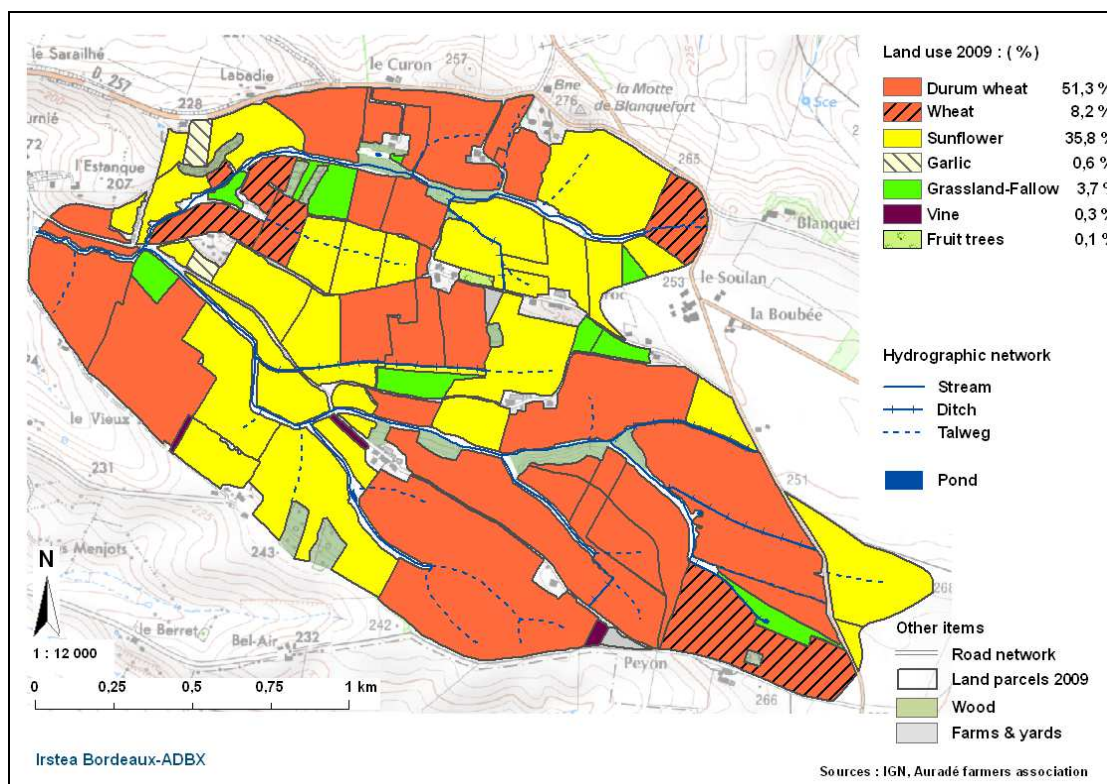
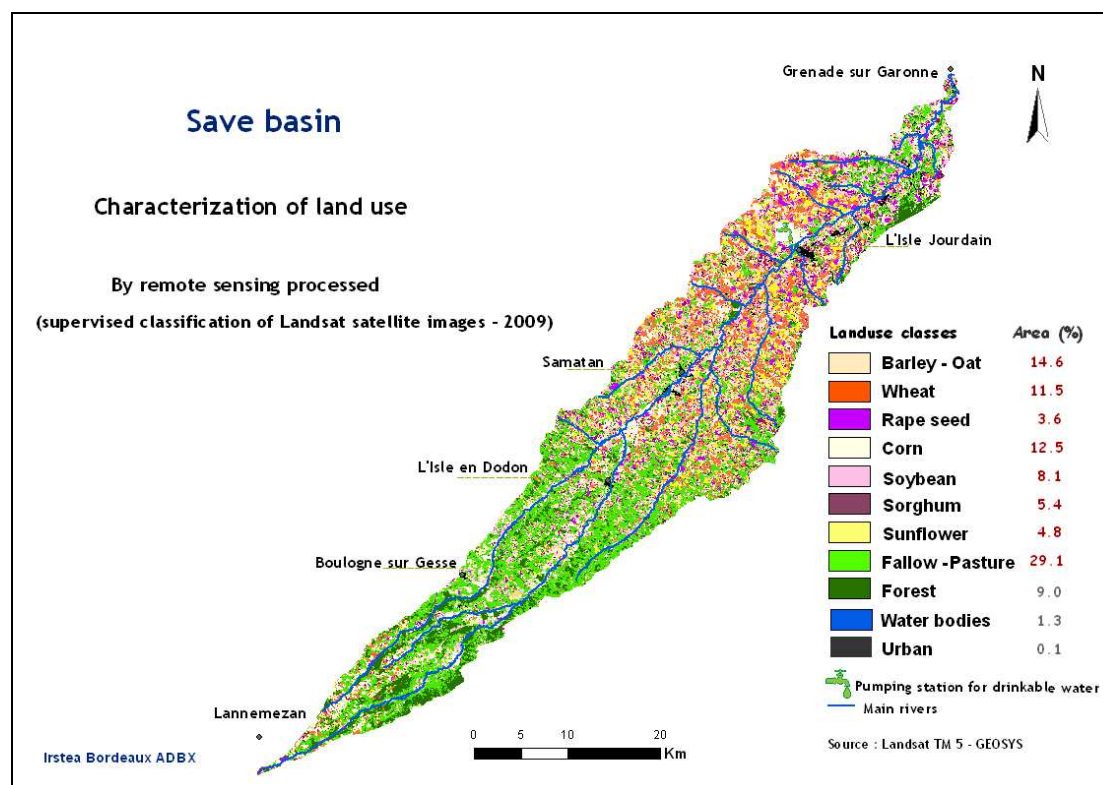


Figure 4-15. Surface water vulnerability, combining indicators of slopes, soils nature and hydrographic network with weighting obtained from MCDA model


Figure 4-16. Land use in 2009 in the *Auradé* watershed

Figure 4-17. Land use in 2009, in the *Save* watershed

4.2.3.3 Contamination risks from nitrogen transfers to watercourses

Figure 4-18 depicts results taking BEPs into account, calculated at the farming parcel level. It is important to note the 23% weighting given to BEP criteria in our model. Many other systems, such as physical models, do not consider this type of qualitative data at all.

A farming parcel must be in the same category of risk level, even if there are differences inside its area. This is a choice at decision-making level by farmers when applying the MCDA method. Despite this, the two categories of very high and high risks represent 55% of the Used Agricultural Area (U.A.A.), 8% in the intermediate category and 38% in the low category.

These results were validated by nitrogen samples in the downstream of *Auradé Wd*, which showed very high concentrations in streams directly after these chemicals were applied. The highest content recorded was almost 150 mg NO₃/l. The average figure, based on samples taken over twenty years appears around 50 mg NO₃/l (Ferrant et al., 2011), (Table 5: measuring station P5). This considerably exceeds the values laid down in the European standards for the quality of drinking water. When the ineffectiveness of BEPs is incorporated into a simulation for 2009, 58% of the UAA is ranked "high" for nitrogen transfer risk. When we modelled the same risks in 2010, "high" risk accounted for 38% of the U.A.A., because of the predominance of sunflowers (50%) and the resulting reduction in nitrogen inputs.

The MCDA modelling can help local actors and decision makers (environmental managers) by making them aware of these high concentrations of nitrogen. In this environmental context, with very high slopes, impermeable substratum and many connections to the stream, BEPs are not sufficient to lower the level of nitrogen contamination in streams. This means that agricultural practices have to be drastically modified. Studying a small watershed is an effective way of seeing the results of decision making in the actual areas where these decisions are made.

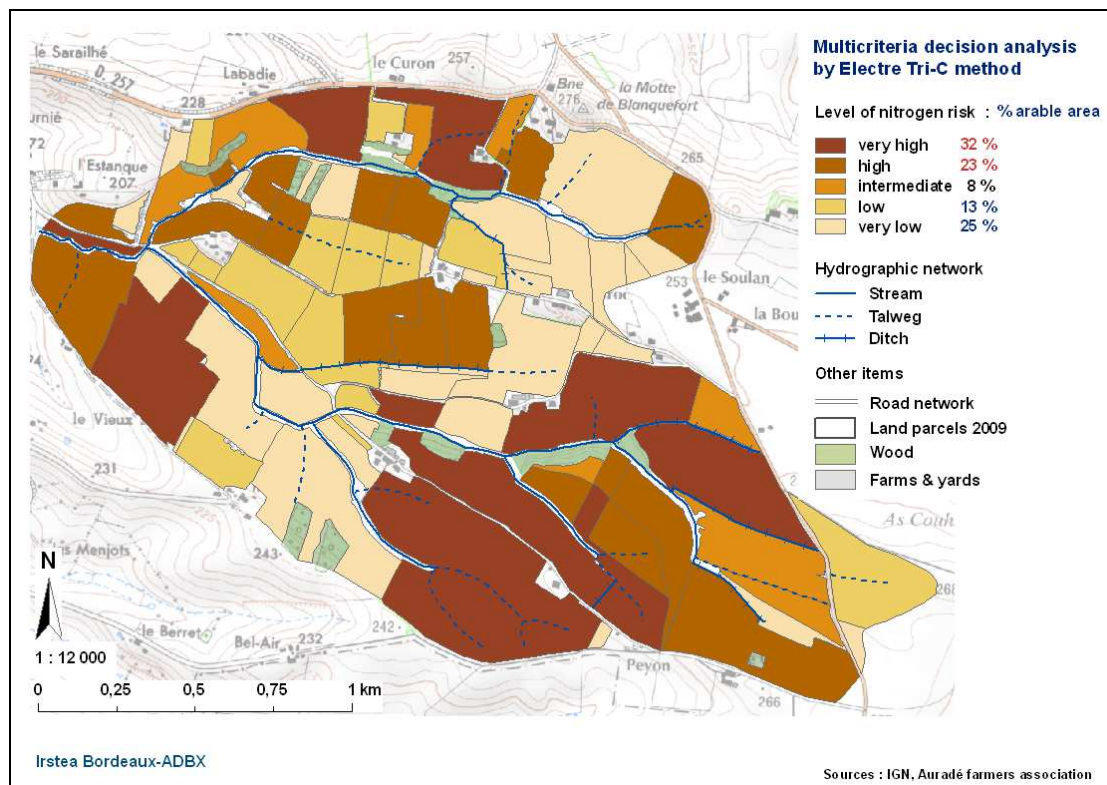


Figure 4-18. Risks of nitrogen transfers in surface waters in 2009 in the *Auradé* watershed

Figure 4-19 depicts the nitrogen transfer risks for the *Save* Wd. Risks were first calculated at the pixel scale, and then aggregated at different spatial scales. In this map, results were aggregated to elementary watershed level. This is a decision making scale for managers and not for farmers, because the level of precision is lower: for instance the elementary watershed (*Montoussé* Wd) including that of *Auradé* is assigned in one risk category (very high). The "high" and "very high" risk levels are less present in the larger watershed (43% of the UAA) because part of this area has little or no exposure to nitrogen. We can therefore assume that the smaller the organisational level, the higher the resulting figures tend to be.

Forty-three percent of the *Save* watershed has a risk ranking of "high" and "very high". These values are of course lower than the *Auradé* watershed, because many crops outside of the area receive little or no nitrogen. For information, 28.8% of farmland in the entire *Save* area falls into the "intermediate" risk category (as opposed to just 8% for *Auradé*). Part of an area can change to a higher or lower risk category, depending on the agricultural pressure applied, i.e. land use and farming practices. If grasslands are replaced by crops such as wheat and rape seed, the risk level will increase, because a significant part of areas sorted into the intermediate risk are located in the upstream portion of the *Save* watershed (Figure 4-19). On the other hand, if intensive crops (wheat, rape seed) are replaced by extensive crops (barley, sunflower), or if the fertilisation level is lower, the risk level can decrease.

From a more general point of view, it can be said that when conventional agricultural methods are replaced by an approach that considers the welfare of the environment, the likelihood is that surface water contamination risks will be reduced. We can see the two parts of the *Save* Watershed, whose land use was described in 2009. Part 1 has lower nitrogen risks than part 2. Another problem encountered during aggregation is where pixels are located on the edges of sub-basins. These pixels are included in the risk calculation of the neighboring watershed, which can lead to inaccuracies. Using an elementary watershed and hydrological area means that each spatial unit receives its own risk score. We have to accept that certain information will be lost, and using an average score can help to smooth out the risk values as determined at pixel level.

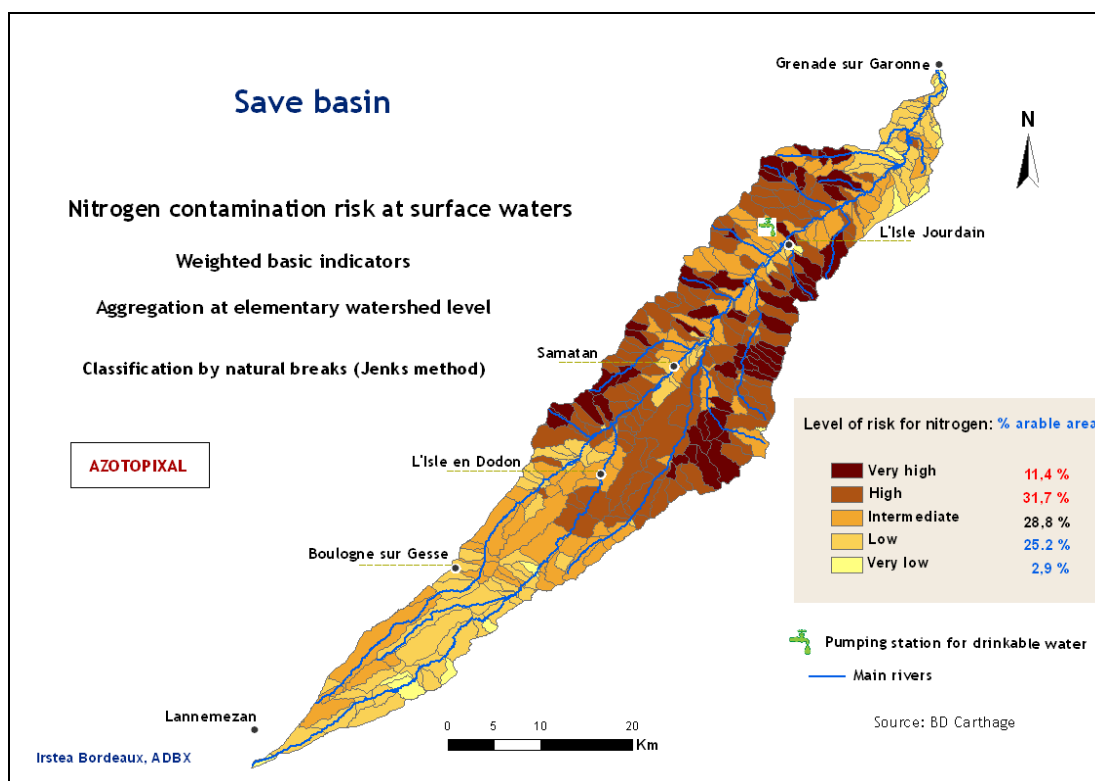


Figure 4-19. Risks of nitrogen transfers in the *Save* watershed surface waters, in 2009, using differentiated weights of vulnerability indicators

These results were obtained using differently weighted vulnerability indicators through the MCDA model. As a reminder, these were slopes (38%), soil types (15%), and connectivity (47%). These were compared with equal weights (*Table 4-07*) at pixel level and then at the elementary watershed level after aggregation. This gives us certain conclusions. Firstly, at pixel level, differentiated weights led to an increase in areas of “very high” and “high” risk (around 39%), and an greater level of risk for “intermediate” areas (29%). Low risk areas saw a drop (32%). There was an overall increase in “high” risk zones, representing 18.2% across the entire area.

This can be explained by the fact that the upstream part of the *Save* watershed falls within the *Pyrenean piedmont*. In addition to this, there are higher slopes, and a denser hydrologic network. These two elements mean that the risk values in the pixel calculation are higher.

At elementary watershed level, we can see some minor differences resulting from the “smoothing” process. With vulnerability weighting, the area classified “very high” in terms of transfer risks decreases by 4.7%, and areas of “low” risk increase by the same proportion. At this scale, in the aggregated results, gaps are minor between a differentiated weighting of vulnerability indicators in comparison with equal weights. This is explained by the average values arrived at during aggregation. When dealing with managers, it is better to present average figures relevant to their decision-making area.

The *Auradé* watershed, studied using a MCDA method, appears as “very high” risk in the context of the *Save* watershed, which has been verified by field tests and with the results from the MCDA model. The MCDA method parameters were useful in improving the parameters contained in the AZOTOPIXAL method.

Table 4-07. Comparison of MCDA differentiated-weight results, vulnerability indicators, and equally weighted results for nitrogen risks on the *Save* watershed

2009	PIXEL level			Elementary watershed level		
	≠ weights	Equal weights	Difference	≠ weights	Equal weights	Difference
Classes	%	%	%	%	%	%
Very high	16,3	5,2	11,1	11,4	16,1	-4,7
High	22,4	15,3	7,1	31,7	31,7	0
Intermediate	29,3	25,9	3,4	28,8	26,0	2,8
Low	24,1	30,9	-6,8	25,2	22,2	3,0
Very low	7,9	22,7	-14,8	2,9	4,0	-1,1
Total	100,0	100,0	-	100,0	100,0	-

In order to validate (or not) our results, we attempted to compare potential contamination risks by measuring nitrate concentration in watercourses. In order to do this, we had to first show contamination risks calculated at pixel level for the main watercourses. We also aggregated values upstream to downstream at the hydrological area level. By doing this, we were able to obtain mean values for river segments. Different teams took water samples from six measurement stations, starting upstream and then moving further downstream.

The *Irstea Bordeaux* Water Quality Lab team (formerly known as Cemagref) measured water quality between March and November 2008, in stations P1 to P4 (see *Figure 4-20*).

The ECOLAB team regularly sampled the quality of water at station P5, from July 2009 to June 2010. In P6, GPN-TOTAL (previously AZF *Toulouse*) took regular samples from the station on the *Montoussé* stream (*Auradé* watershed) from 1985 to 2004 (*Ferrant et al., 2011*).

While the sample periods and methods were different, these results have been relatively constant in recent years, making them suitable for comparison with our own results (*Figure 4-21* and *Table 4-08*).

Table 4-08. Comparison between nitrogen contamination risk level in 2009 by PIXAL method, and average nitrate concentration in the six measurement stations

Gauging station	Nitrogen risk level	Average concentration of Nitrates (mg/L)	Highest concentration of Nitrates (mg/L)
P1	Very low	7.3	12.7
P2	Very low	11.7	21.2
P3	Very low	13.1	24.0
P4	High	15.9	25.4
P5	High	23.7	66.0
P6	Very high	48.7	142.3

Nitrogen transfer risks were assessed for farmland use in 2009. Our calculations did not take into account rainfall and evapotranspiration, as these parameters are not sufficiently discriminating for a multi-indicator spatial model. This was overcome by optimising AZOTOPIXAL with connectivity, thus providing a higher level of potential contamination in flood periods.

Samples were taken from the six different measurement stations during different periods. P1 to P5 were located directly on the *Save* river, and P6 was located on the small *Montoussé* stream, in the heart of the *Auradé* watershed, of intense farming activity. While we only obtained 8 samples in P1 to P4, continuous samples were taken in P5 and P6. *Table 4-08* depicts the average and the highest values of nitrate concentration for each sampling period, listed by sampling station.

Despite the difficulty of only having six measurement sampling stations for water samples, and 8 samples in P1 to P4, it is interesting to see the different values (*Table 4-08*), and to compare them with the contamination risks, estimated through the AZOTOPIXAL method. With the continuous samples in P5 and P6, the results are naturally more accurate and representative of flow and nitrate concentrations in watercourses, because our method was optimised for flood periods.

Nitrate concentration falls within acceptable average values in P1 to P5, because of the dilution in the *Save* river water. On the contrary, these concentrations are higher in the *Montoussé* stream in the heart of *Auradé* watershed. The value in P6 is the maximum legal average, and can triple during periods of increased fertiliser use.

As with nitrate sampling, our method allowed us to provide a clear representation of the potential risk of nitrate concentration both upstream and downstream of the *Save* watershed. The trend shown by our model partially validates the choice of method in these circumstances.

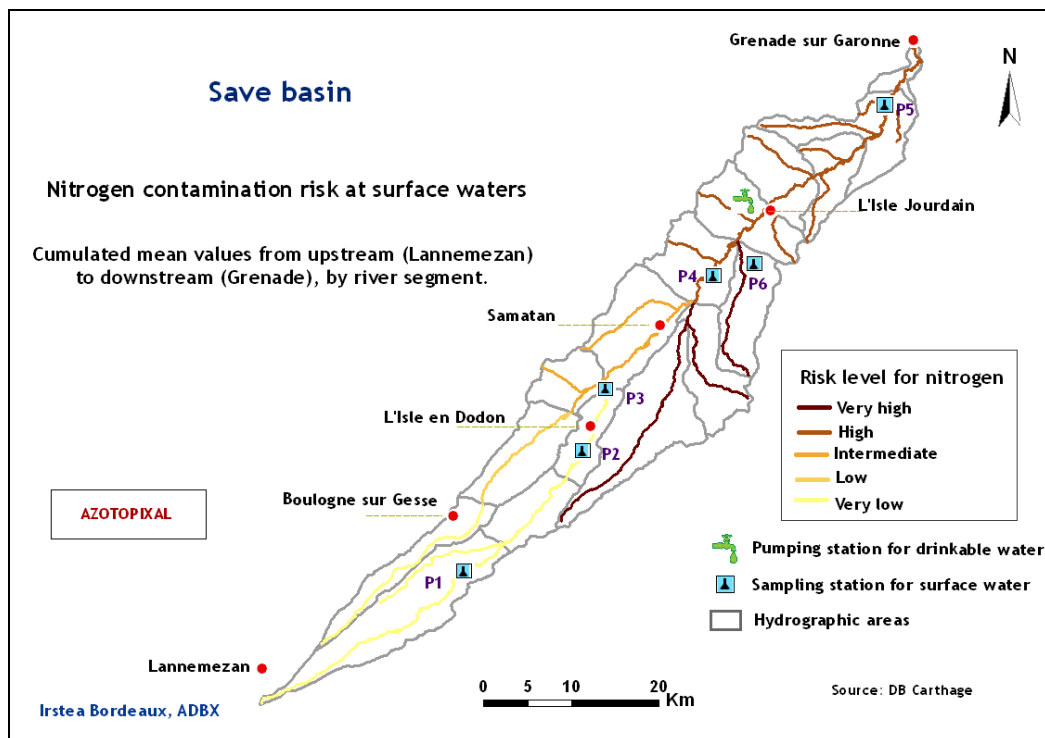


Figure 4-20. Cumulated risk values in Save watercourse and measuring stations for surface water

4.2.4 Conclusion and perspectives

We implemented two different kinds of methods for assessing contaminant transfer risks: a multi-criteria modelling method (ELECTRE TRI-C) combined with a GIS (ArcGIS®) on a small watershed, and one of the PIXAL methods, combining spatialised indicators for larger spaces. For a small elementary watershed, it was necessary to obtain results directly from the area where farmers' decisions were implemented, i.e. on the farmland itself. Our method allows quantitative and qualitative criteria, such as Best Environmental Practices (BEPs) to be used for risk assessment. Because of this, we still needed to visit the study site ourselves to carry out observations.

In 2009, we used the 3 km² experimental watershed in *Auradé*, southwest *France* for the study of nitrogen transfer risks. Our results highlighted that a large proportion of farmland in this area (55%) fell into the "high" and "very high" risk category, even where BEPs were in force. This assertion is supported by water samples taken in downstream areas, which showed levels often exceeding the legal level of 50 mg/l. While the MCDA method gave very precise results, it cannot be used on a large area, in the same conditions, because extensive field observations are necessary. For large watersheds, including the 1,150 km² *Save*, we used a different method, called AZOTOPIXAL (for nitrogen). This approach combined remote sensing and GIS to provide agro-environmental risk assessment on a pixel scale (30m x 30m). The scores for each indicator were refined using criteria scores, drawn from multi-criteria modelling. The weighting of MCDA criteria was extrapolated to the vulnerability factors in the AZOTOPIXAL method. Risk values were aggregated at several spatial scales, such as elementary watershed and hydrological area. 43% of the surface area of the greater watershed was classified "high" and "very high" risk, less than that for the *Auradé* watershed alone. This is due to the presence of grassland and different crops on which little or no fertiliser is used. Another reason for this is that results from the small watershed were obtained at agricultural parcel level, whereas results from the large watershed were calculated at pixel level, and then aggregated at elementary watershed level.

The results from the large watershed were destined for use in decision-making by environmental managers. Despite these differences, 43% remains a very high figure for an area of only 1,150 km².

In order to check the accuracy of our results, we calculated average risk values along the watercourse of the Save, as well as those applying to its tributaries from an aggregation at the hydrologic area scale. We compared the values we obtained with values measured at six points along the river. The results followed the same progression both upstream and downstream. The AZOTOPIXAL method is unable to take into account BEPs and other qualitative data. This is also the case with agro-hydrological models. Because of this, the combination of the AZOTOPIXAL method with MCDA modelling can be very effective. Scores and weights can be tested on a smaller watershed, before applying them to a wider surface area. Both of the methods we used are of great help to decision makers, managers, and local stakeholders.

For the future, it would be interesting to adapt the MCDA method for a larger scale than that of an elementary watershed. It would also be beneficial to improve the accuracy of the AZOTOPIXAL method. Developments such as these merit further investigation, and could be of great benefit to the field of spatialised multi-criteria decision-making.

Acknowledgements

We would like to thank the EU-Interreg SUDOE IV B for funding this study, as part of the “AGUAFLASH” project. Our thanks also go to the association of *Auradé* farmers and especially their technician *Vincent Gobert*, for his active cooperation in this project. We thank also the laboratory teams of the *Irstea-REBX* unit and *INPT-Ecolab* for field samples and chemical analysis; *Daniel Uny*, geomatician in the *Irstea-ADBX* unit, for supporting the development of geomatic applications, and *James Emery*, English teacher and translator, for his help in proofreading this paper.

References of this paper are integrated with all references at the end of the manuscript

Conclusion du chapitre

Dans ce *Chapitre 4*, nous avons effectué une évaluation d'incidences environnementales des pratiques agricoles à différents niveaux d'organisation spatiale : ceux de bassins versants emboîtés sur les *Coteaux de Gascogne*. Nous avons utilisé la modélisation spatiale de type cognitif en implémentant la méthode PIXAL que nous avons développée. Elle permet d'évaluer les risques de contamination des eaux de surface au niveau très fin du pixel ou maille de l'image satellitale utilisée (30m au carré pour l'image Landsat 5-TM) puis d'agréger ces valeurs obtenues au niveau d'organisation pertinent pour les gestionnaires publics de l'environnement et de l'agriculture. Cette méthode se décline en plusieurs versions suivant les objectifs poursuivis. Elle prend le nom d'AZOTOPIXAL pour l'évaluation des risques liés aux transferts d'azote ; PHYTOPIXAL pour les transferts de produits phytosanitaires ; EROSOPIXAL pour les processus d'érosion et de transfert des MES. La spécificité de la méthode tient à sa capacité de prendre en compte les délimitations physiques de bassins versants, ce qui nécessite sur un plan de la géomatique à faire appel à l'usage des modes raster (maille) et vecteur (polygone).

Dans le *Chapitre 3*, nous avons pu montrer l'intérêt d'utiliser une méthode d'analyse et de modélisation multicritère à une échelle très fine permettant de tenir compte des pratiques agricoles au niveau de la prise de décision, celle de la parcelle agricole mais également d'apprécier les critères de la vulnérabilité des eaux de surface au plus près des processus hydrologiques. Nous avons également pu pondérer chaque critère retenu dans l'évaluation des risques de transferts des contaminants. Dans le *Chapitre 4*, nous avons alors utilisé le paramétrage très précis du modèle multicritère et des poids accordés aux critères pour affiner le modèle spatial implémenté à l'échelle du grand bassin versant de *la Save* englobant le BV expérimental d'*Auradé*. Les résultats obtenus montrent un effet de la pondération qui induit une différence dans l'appréciation de l'importance des risques. Au niveau du pixel, la pondération tend à majorer les catégories de risque fort à très fort exprimés par rapport à la surface totale du bassin versant. Ensuite, le processus d'agrégation tend à atténuer cet écart, compte tenu du lissage opéré.

Nous avons comparé les résultats des zonages de risques avec des mesures de concentrations en nitrates et en produits phytosanitaires en divers points de l'espace étudié. En comparant les résultats obtenus par la méthode AZOTOPIXAL à des mesures de NO₃ effectuées en divers points du BV, nous avons alors observé un même gradient d'évolution du risque de transfert de l'azote depuis l'amont du BV *Save* vers l'aval. Nous avons également pu établir une relation intéressante entre les résultats de la méthode PHYTOPIXAL et des mesures de produits phytosanitaires en divers points du territoire des *Coteaux de Gascogne*.

L'intérêt méthodologique de la combinaison des deux approches mises en œuvre nous conduit à envisager dans les études futures un véritable couplage de ces modèles, et d'effectuer ensuite une comparaison avec un modèle spatial intégrant un module multicritère tel que le propose le logiciel IDRISI, particulièrement à l'échelle de grands espaces. Une réflexion méthodologique en rapport avec nos objectifs semble préalablement nécessaire. La discussion générale de nos travaux en rapport avec les questions de recherche et les hypothèses émises que nous présentons dans le *Chapitre 5* en constituera une base introductive.

Chapitre 5

Discussion générale

Validation des méthodes d'aide à la décision

Ce Chapitre 5 est dédié à une discussion générale sur les approches méthodologiques et les résultats obtenus concernant l'évaluation environnementale des activités agricoles à différentes échelles spatiales. La validation des méthodes utilisées pour l'aide à la décision sera analysée.

Nous aborderons d'abord la question de la pertinence des méthodes utilisées dans les Chapitres 3 et 4 dans la représentation spatiale des gradients de risque agro-environnemental pour chaque type de contaminant considéré, suivant les niveaux d'organisation pour l'aide à la décision des différents acteurs de terrain et institutionnels.

Un second paragraphe sera consacré à l'appréciation de ces méthodes en termes de sensibilité, de robustesse et de validation des résultats, dont la difficulté est toujours récurrente dès lors qu'on évalue une performance environnementale d'activités productives sur des espaces à enjeux. Dans un troisième paragraphe, nous présenterons une synthèse des principaux avantages et limites de ces méthodes pour différents utilisateurs potentiels. Nous discuterons la validation de ces méthodes par rapport à l'aide la décision. Enfin nous reviendrons vers les questions et hypothèses de recherche posées en début de cette thèse.

Un article scientifique traitant de l'usage de la méthode multicritère ELECTRE TRI-C appliquée à une évaluation du risque de transfert de matières particulaires, en complément à l'analyse présentée dans le Chapitre 3 (§ 3.1) est accepté en publication et en ligne depuis le 24 octobre 2013 sous les références: [Macary, F., Almeida-Dias, J., Rui- Figueira, J., Roy, B. \(2013\) A multiple criteria decision analysis model based on Electre Tri-C for erosion risk assessment in agricultural areas, Environmental Modelling & Assessment, 22p.](#)

Au cours des Chapitres 3 et 4, les développements méthodologiques nous ont permis de combiner des critères d'évaluation de la vulnérabilité des eaux de surface avec ceux adaptés à la prise en compte des activités anthropiques sur des bassins versants agricoles. Ces activités sont représentées à la fois par des pratiques agricoles mises en œuvre dans chaque parcelle, et des pratiques environnementales, notamment orientées vers la réduction de la contamination des eaux de surface. Ainsi, l'analyse et la modélisation multicritère combinée à un SIG à l'échelle fine de la prise de décision par les acteurs de terrain, permettent de considérer la question de l'intégration des critères les plus pertinents dans la prise en compte locale des processus explicatifs de la contamination des eaux de surface, afin de déterminer des gradients de risques agro-environnementaux.

La modélisation spatiale est effectuée au niveau le plus fin d'une image satellitale : le pixel qui est alors défini comme l'Objet Spatial de Référence. L'agrégation des valeurs calculées du risque agro-environnemental permet de représenter les résultats aux niveaux d'organisation adaptés à la prise de décision des gestionnaires publics et en vue de traiter notre question initiale relative aux variations spatiales d'appréciation des risques.

5.1 Adéquation des méthodes d'évaluation environnementale aux échelles spatiales de la prise de décision

5.1.1 L'évaluation à l'échelle de l'acte de décision des pratiques agricoles

5.1.1.1 L'analyse et la modélisation multicritère pour l'évaluation environnementale

Notre objectif consistait en l'évaluation environnementale des pratiques des agriculteurs eu égard à leurs impacts sur la qualité des eaux de surface, au niveau le plus fin de l'acte de décision, celui des parcelles. Cette évaluation s'est traduite sur les bassins versants élémentaires par l'identification de zones à risques de contamination des eaux de surface par les intrants agricoles, représentée suivant leur gradient d'importance. Notre choix d'évaluation au plus près de l'échelle du raisonnement des acteurs professionnels sur le territoire nous a conduits à choisir une méthodologie qui permette d'intégrer les principaux critères significatifs pour traduire la vulnérabilité des eaux de surface, mais aussi la pression agricole exercée. De plus, la prise en compte des bonnes pratiques environnementales dans la régulation des flux de contaminants vers les masses d'eau apparaît comme une nécessité. Or l'appréciation de leur efficacité relève de paramètres essentiellement de nature qualitative, ainsi que nous avons pu le montrer dans les *Chapitres 3* et *4*. En effet, les dispositifs environnementaux ne peuvent pas être seulement appréciés selon des paramètres quantitatifs (par ex : longueur et largeur d'une bande enherbée), car ceux-ci ne traduisent pas leur fonctionnement potentiel, contrairement à des paramètres qualitatifs (par ex : densité de la végétation, état d'entretien, âge).

Nous avons précédemment évoqué les limites des modèles agro-hydrologiques distribués ou semi-distribués pour l'évaluation de ces pratiques environnementales (*Chapitre 1*). Le modèle TNT2 (Transfert de Nitrate et Topographie) a été utilisé pour évaluer les pertes d'azote à l'échelle de petits bassins versants. *Ferrant (2009)* l'a testé sur le BVE d'*Auradé* à partir de données météorologiques et d'occupation du sol de 1985 à 2004. Ainsi, à l'exutoire de ce BVE, la concentration moyenne simulée en azote était de 11 mg N-NO₃⁻/l, soit 49 mg NO₃⁻/l, avec des valeurs atteignant 143 mg NO₃⁻/l.

Mais le modèle n'intègre pas l'effet des bonnes pratiques environnementales (BPEs) dans la simulation des flux et ne peut alors permettre une réflexion sur ces pratiques à l'échelle parcellaire. Or les dispositifs environnementaux (bande enherbée, bande boisée, zones tampons) sont ici expérimentés depuis 1992. Sur les bassins élémentaires de *l'Oir*, la micro-topographie (talus), l'état des berges des cours d'eau sont des critères essentiels à l'évaluation du transfert de particules. Ces éléments doivent être pris en compte dans les critères explicatifs des processus physiques.

Ces raisons expliquent notre orientation vers des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère d'aide à la décision, en les adaptant aux contraintes environnementales, afin de bénéficier d'un double intérêt : d'une part, pour avoir la possibilité de considérer chaque action (chaque parcelle agricole dans notre problématique) indépendamment des autres; d'autre part, pour intégrer chaque critère suivant sa nature quantitative ou qualitative.

5.1.1.2 Les apports des méthodes multicritères ELECTRE par rapport à d'autres

Au cours du *Chapitre 1*, § 1.7.3, nous avons abordé différentes méthodes AMCD, la typologie des approches opérationnelles étant rappelée en *Annexe 13*. En faisant référence aux connaissances bibliographiques, les méthodes multicritères les plus appropriées pour atteindre nos objectifs semblaient appartenir soit au groupe des méthodes ELECTRE (*Roy, 1968*), soit à celui des méthodes PROMETHEE (*Brans et Vincke, 1985*), relativement proche des méthodes ELECTRE. Les méthodes PROMETHEE sont des méthodes prescriptives qui fournissent au décideur à la fois un classement complet et partiel des actions (ou alternatives) à choisir. Elles sont associées à une approche

descriptive GAIA (Geometrical Analysis for Interactive Aid) qui permet de visualiser les conflits et les synergies entre critères, d'identifier des groupes d'actions et de mettre en évidence des performances remarquables. Elles présentent l'avantage de pouvoir être utilisées via des logiciels interactifs, tels que *Decision Lab 2000*, *D-Sight* et *PROMETHEE*.

PROMETHEE se distingue d'ELECTRE par le fait qu'elle construit une relation de surclassement traduisant une préférence ou une indifférence stricte, alors qu'ELECTRE permet de considérer le degré de préférence ou d'indifférence (faible ou stricte) entre deux actions. La méthode PROMETHEE est à mi-chemin entre l'approche par surclassement et les méthodes de MAUT (Multi-attribute Utility Theory) (Keeney et Raifa, 1976) dont elles utilisent les processus de construction des fonctions d'utilité partielles. Dans ces approches MAUT, une fonction basée sur l'intensité de préférence, permet de ranger toutes les actions de la meilleure à la moins bonne. Elles appartiennent au courant anglo-saxon plus orienté vers les méthodes multicritères pour la prise de décision. Selon la conception "anglo-saxonne", l'analyste doit s'efforcer de parvenir à des vérités objectives dans le processus décisionnel. Pour ce faire, il doit utiliser une approche qui vise à produire des connaissances exactes ou tout au moins approximatives de la meilleure décision possible dans le contexte décisionnel étudié. Dans cette conception, l'incomparabilité n'est pas envisagée, elle peut être assimilée à de l'indifférence. L'analyste doit alors s'efforcer de modéliser le système de préférences du décideur le plus près possible. Pour cela, il doit accepter qu'il existe au moins une décision optimale dans une situation donnée. Il doit retenir un type de modèle qui a des chances de reproduire, aussi exactement que possible, la réalité du processus utilisé pour définir le système de préférences du décideur (Roy, 2010a).

A l'opposé de cette théorie, une école de pensée francophone, avec notamment les travaux de Roy (1968) à l'origine, a développé une approche caractérisée par :

- la conception de l'acte de décision comme un processus *d'élaboration progressive d'une préférence* axée sur des informations le cas échéant moins riches, mais plus sûres. Le surclassement n'est pas ici basé sur *l'intensité de la préférence* (comme en MAUT) mais *sur la force de présomption de la préférence*, c'est-à-dire qu'une action a surclasse une action b ($a S b$), s'il est possible d'affirmer que a est au moins aussi bonne que b pour une majorité de critères g_j , sans être trop nettement plus mauvaise que cette autre, pour les autres critères (Roy, 1985).
- l'acceptation de l'idée *d'incomparabilité des actions*, élément qui conduit souvent à une étude plus approfondie dans le but de réduire ou de préciser l'ensemble A des actions et l'ensemble C des critères ;
- le fait d'accepter comme résultat des préférences beaucoup moins strictes qu'un pré-ordre total, mais dont *le but* n'est pas de prescrire une solution mais plutôt *d'éclairer le décideur sur son choix* : quelles sont les actions qu'il peut éliminer sans regret, celles qui doivent être considérées comme bonnes, celles dont les caractéristiques particulières rendent la comparaison difficile avec les autres ? (Leclercq, 2001).

L'analyste doit chercher à obtenir un ensemble cohérent et structuré de résultats afin de guider le processus décisionnel et de faciliter la communication sur les décisions. Pour ce faire, il doit utiliser une approche qui vise à produire des connaissances à partir d'hypothèses de travail permettant la prise en compte des objectifs et des systèmes de valeurs du contexte décisionnel en cause. Cette approche doit être basée sur des modèles qui sont, au moins partiellement, co-construits dans le cadre d'une interaction avec le décideur (Roy, 2001a). Cette approche correspond mieux au contexte en agro-environnemental, particulièrement dans l'évaluation des risques environnementaux à l'échelle des parcelles agricoles, car il importe de pouvoir modéliser une part d'incertitude et d'imprécisions sur les données.

Les méthodes ELECTRE, grâce à l'introduction des *seuils d'Indifférence, de Préférence, de Vêto*, permettent l'incomparabilité des actions (parcelles agricoles) et l'indifférence dès lors que leurs performances sont très proches et inférieures au seuil d'indifférence. Elles permettent aussi de gérer les situations de préférences faibles. Nos problématiques agro-environnementales comprennent un

grand nombre d'actions (plusieurs dizaines voire centaine de parcelles sur un petit bassin) par rapport aux traitements classiques où les gestionnaires sont amenés à étudier un nombre restreint d'actions (une dizaine, voire moins). Certaines parcelles agricoles, présentent des performances identiques pour un critère donné, voire très peu d'écart. Il ne serait pas alors bien approprié de vouloir appliquer une méthode de classement faisant référence à une fonction de préférence stricte. Nous avons également alors souhaité optimiser la prise en compte du degré d'imprécision et du choix des valeurs des performances attribuées à chaque parcelle par critère d'évaluation. Pour ces raisons, nous avons choisi d'utiliser les méthodes ELECTRE. *Laaribi (2000)* avait d'ailleurs utilisé la méthode ELECTRE III combinée à un SIG pour classer des bassins versants en *Tunisie* suivant leur niveau de risque d'érosion. Nous avons retenu en première phase une procédure de classement des parcelles agricoles suivant leur gradient de risque d'érosion et de transfert de particules : méthode ELECTRE III, la seule disponible au moment de l'étude ; puis ensuite, nous avons mis en œuvre une procédure de rangement selon des catégories de risque prédéfinies avant de procéder à l'évaluation multicritère : méthode ELECTRE TRI-C.

a) La méthode ELECTRE III : une stratégie de classement en évaluation environnementale

Notre souhait initial était d'identifier les parcelles potentiellement les plus contributives aux transferts de particules vers les eaux de surface, afin d'en établir une typologie et de proposer des actions de remédiation et d'amélioration des pratiques, aux agriculteurs. Lors du premier traitement, nous avons d'abord classé toutes les parcelles des deux bassins bas-normands. La représentation cartographique nous avait conduits à grouper les différentes parcelles en 10 classes comprenant un effectif comparable (*Figure 3-05*). Nous avons également présenté les résultats sans agrégation en classes, c'est-à-dire en restituant directement les dix premiers rangs des parcelles les plus sensibles (*Figure 3-06*). Les *Figures 3-05 et 3-06* présentent les résultats relatifs à l'année de récolte 2008. Nous avons précédemment effectué le même type d'évaluation pour l'année 2006. Ces résultats nous avaient permis d'établir une typologie des parcelles à risque. Pour compléter ces résultats, il nous avait paru ensuite utile d'effectuer une comparaison temporelle du gradient de risque entre 2006 et 2008 pour chaque BV, suivie d'une comparaison spatiale entre ces deux bassins.

○ Une typologie des parcelles à risque dans les deux BV pour une aide à la décision

En nous appuyant sur les résultats finaux de l'AMCD, la typologie des parcelles à risques de transfert des matières particulières vers les cours d'eau conduit directement à des préconisations de pratiques agro-environnementales pour les acteurs de terrain. *Cela permet de souligner l'intérêt de cette méthode d'analyse et de modélisation multicritère pour l'aide à la décision, dans un cadre environnemental.*

- Type 1 : Des parcelles de prairie pâturée traversées ou bordées par le ruisseau, avec un piétinement du bétail pour abreuvement dans le ruisseau : une clôture doit être installée sur chaque berge, avec des passerelles le cas échéant pour traverser le ruisseau, dès lors qu'il se situe dans une même prairie.
- Type 2 : Des parcelles cultivées (souvent en maïs, voire plus rarement en céréales à pailles) en bordure du ruisseau, sans protection en partie aval : ces parcelles étaient jadis en prairies, mais le maïs bénéficie de primes PAC, contrairement à la prairie. La solution politique consiste au transfert de ces primes vers les prairies si toutefois l'Union Européenne souhaite voir aboutir un projet d'agriculture durable. Cela était prévu dans la réforme de la PAC de 2003, mais le lobbying de l'agro-business a été plus fort et permis d'éviter cette mesure de bon sens (*Pochon, 2006*). Au plan local, le choix de l'assolement revient à l'agriculteur et seule une réelle prise de conscience sur les impacts environnementaux négatifs de certaines pratiques permettrait de mettre en œuvre les Bonnes Pratiques Environnementales.

- Type 3 : Des *parcelles cultivées peu éloignées* ou connectées directement par une route ou un chemin, sans protection aval : l'arrêt du transfert des particules nécessite un blocage physique par la réimplantation d'un talus en aval.
 - Type 4 : Des *parcelles de prairie pâturée traversées ou bordées par le ruisseau*, clôturées (2008 sur *Violettes*), mais présence de MES dues au piétinement amont : il s'agit là des conséquences de la destruction des berges par les animaux avant la pose récente des clôtures. Cette protection devrait permettre assez rapidement de restabiliser les berges en favorisant de nouveau leur enherbement.
 - Type 5 : Autres situations de parcelles, peu contributrices au risque de transfert des particules : il convient de surveiller l'évolution des pratiques culturales, au moins pour celles dont l'éloignement du ruisseau pourrait générer un transfert de particules, en cas de changement défavorable des pratiques.
- **Intérêt d'une comparaison temporelle des évaluations environnementales multicritères**

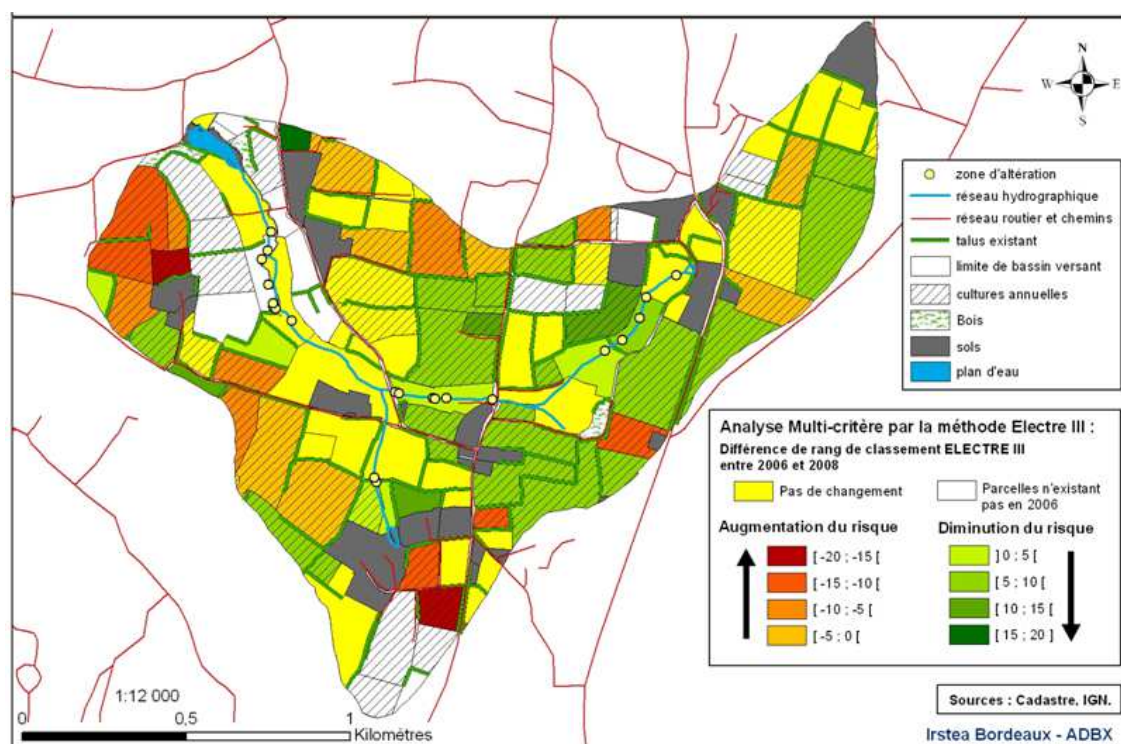
Afin de tester les limites d'usage de cette méthode d'aide à la décision, nous avons souhaité établir une comparaison temporelle du risque de transfert de particules, pour les mêmes parcelles, sur les deux années, car des changements significatifs de pratiques ont eu lieu en 2007. Tout d'abord des cultures intermédiaires (moutarde, avoine) ont été mise en place sur les deux bassins, afin de diminuer le risque de transfert des particules lié à l'occupation du sol. Ces pratiques sont la résultante du classement de cette région en zone vulnérable "nitrates". De plus, les premiers contrats d'aménagement des berges entre les agriculteurs et le syndicat de rivière de l'Oir ont été mis en place en 2007 sur le ruisseau *des Violettes*. Des clôtures ont été installées dans la partie amont du ruisseau *des Violettes* et ont conduit à un arrêt du piétinement des animaux dans le ruisseau et une stabilisation de l'état des berges. Compte tenu de ces changements significatifs entre 2006 et 2008, il était intéressant d'évaluer s'ils se traduisaient aussi par des différences de niveau de risque durant cette période. Cependant les résultats annuels du classement ELECTRE III en 2006 et 2008 ne sont pas directement comparables compte tenu du mode relatif de la méthode. Ainsi, par exemple, le rang 1 en 2006 peut ne pas représenter le même risque que le rang 1 en 2008. Il n'est donc pas envisageable d'effectuer une comparaison des risques obtenus sur chacune des parcelles durant deux années par des analyses séparées. Afin de contourner ce problème pour obtenir un classement sur ces deux années, nous avons réalisé une AMCD qui intègre les performances des parcelles pour les deux années, *simultanément*. Nous avons ainsi pu extraire les parcelles 2006 et leurs rangs de risque du préordre final ELECTRE III, puis faire de même pour 2008, et présenter séparément les cartes de risque 2006 et 2008, avec ou sans agrégation des rangs. Nous avons ainsi obtenu un classement à partir des parcelles de 2006 et celles de 2008, ce qui rend possible la comparaison entre les deux années. Pour le BV *des Violettes*, les classements de parcelles varient davantage sur la période que pour *le Moulinet*, en raison essentiellement des modifications de pratiques, notamment la pose des clôtures et de changement d'occupation du sol de parcelles.

N'ayant pu obtenir une situation comparable sur un plan méthodologique par la bibliographie, nous présentons en suivant, une analyse de cette démarche effectuée sur les sous bassins de l'Oir. Le modèle ELECTRE III a classé les 213 parcelles (112 de 2008 et 101 de 2006) *du BV des Violettes* en 48 rangs de risque. L'analyse temporelle des zones sensibles montre que dans le classement obtenu par l'AMCD 2006-2008, l'ordre des parcelles à risque concernant l'année 2006 diffère de celui obtenu avec l'AMCD de l'année 2006. Cela est dû à l'introduction de nouvelles parcelles en 2008, provenant du redécoupage de parcelles 2006. Cela modifie légèrement les comparaisons entre les parcelles, puisque ce classement s'établit en mode relatif. Ce constat est le même pour l'année 2008. En revanche, toutes les parcelles (38) strictement identiques en 2006-2008, sont classées dans le même rang (chaque rang comprenant plusieurs parcelles) en 2006 et en 2008. Cela est logique et prévisible

car leurs performances sont identiques sur les deux années et le modèle ELECTRE III ne permet pas de les différencier.

Les résultats du préordre final montrent que sur les 10 premiers rangs, la répartition des parcelles à risque représentent 20,9% du type 1 ; 44,2% du type 2 ; 9,5% du type 3 ; 9,1% du type 4 ; 16,3% du type 5. Ainsi la gestion des versants et notamment la substitution des prairies par du maïs influe directement sur le transfert des particules vers le cours d'eau. Cela justifie leur prise en compte dans ce type d'évaluation environnementale, parallèlement à la considération de l'état des berges (Lefrançois, 2007). Quelques parcelles à l'ouest du BV des Violettes présentent une performance environnementale défavorable, car à la suite du changement d'un propriétaire-exploitant, des prairies ont été mises en cultures. Celles qui ont vu leur occupation du sol passer de "maïs" à "maïs avec cultures intermédiaires", soient 17 parcelles, montrent une diminution du risque de transfert de MES entre 2006 et 2008. L'introduction de ces cultures intermédiaires et la remédiation des berges expliquent cette tendance. *Il est intéressant de noter que l'analyse et la des différents changements bien pris en compte dans la modélisation multicritère constitue également une aide significative pour la discussion auprès des acteurs locaux et prise de décision par les gestionnaires des dossiers environnementaux : incitation à la couverture maximale du sol en favorisant un système de production à base d'herbe, respect des bonnes pratiques de culture des CIPANs, protection des berges à mettre en œuvre là où elle n'existe pas, entretien des berges.*

La Figure 5-01 illustre l'évolution du risque de transfert des MES à l'échelle parcellaire entre 2006 et 2008, par traitement simultané des données concernant ces deux années sur le BV des Violettes. L'Annexe 33 illustre les résultats sur le BV du Moulinet dont l'évolution temporelle est plus stable, car il n'y a pas eu de changement d'occupation du sol, ni de protection des berges, dont le programme n'a ici débuté qu'en 2009. Lorsque la performance de certaines parcelles ne change que sur pour seul critère, il est possible de prévoir l'évolution du risque de transfert de MES de ces parcelles sans avoir recours à une modélisation multicritère. En revanche, cette méthode devient très utile dans le cas de scénarii plus complexes, où plusieurs critères changent simultanément. L'AMCD devient alors nécessaire afin de prévoir les conséquences environnementales.



○ Intérêt d'une comparaison spatiale des évaluations environnementales multicritères

Nous souhaitons pouvoir comparer les incidences environnementales des pratiques agro-environnementales entre les deux BV étudiés, afin de compléter les conclusions de la comparaison temporelle. Nous avons procédé de la même façon que pour l'analyse temporelle : nous avons combiné sous ELECTRE III les matrices de performance des BV du Moulinet et des Violettes en 2006, puis en 2008. En 2006, le traitement ELECTRE III a classé les 284 parcelles simultanément (101 des *Violettes* et 183 du *Moulinet*) en 62 rangs de risque. En 2008, les 297 parcelles (112 des *Violettes* et 185 du *Moulinet*) ont été réparties suivant 66 rangs de risque. La classe des parcelles les plus à risque comprend les mêmes que celles issues des traitements séparés des deux BV. Cependant, compte tenu du traitement en mode relatif, l'ordre de classement des parcelles du *BV des Violettes* dans ce traitement simultané n'est pas le même que celui obtenu avec le traitement indépendant des *Violettes*. Cela est dû à l'introduction des parcelles du *Moulinet* dans l'AMCD qui modifient légèrement les comparaisons entre parcelles que réalise le logiciel ELECTRE (idem pour le *Moulinet*).

Nous avons ensuite comparé l'évaluation du risque entre les deux BV. Pour ce faire nous avons calculé la proportion de parcelles pour les deux BV dans les 5, 10, 20 et 50% parmi les plus à risque. Cependant le *BV du Moulinet* compte près de deux fois plus de parcelles que celui des *Violettes*. Pour corriger le biais que cela induit, nous avons multiplié le nombre de parcelles du *Moulinet* par 0,55 en 2006 et par 0,6 en 2008 (=nombre parcelles *Violettes*/nombre parcelles *Moulinet*). Les résultats sont exprimés dans le *Tableau 5-01*.

Tableau 5-01. Répartition du nombre corrigé des parcelles du *Moulinet* et de celles des *Violettes* suivant les classes les plus à risque en 2006 et 2008

Nombre de parcelles (corrigées sur Moulinet)	Année de récolte 2006		Année de récolte 2008	
	Moulinet (183)	Violettes (101)	Moulinet (185)	Violettes (112)
5% les plus à risque	5,5	6	7,3	5
10% les plus à risque	10,5	10	12,1	10
20% les plus à risque	20,4	23	23	21
50% les plus à risque	49,7	47	61,1	53

L'analyse des résultats suivant le nombre corrigé de parcelles montre un assez bon équilibre entre les deux BV en 2006. Cela peut s'expliquer par le fait qu'ils possèdent le même linéaire de talus (80m/ha dans les deux cas) et une occupation du sol également comparable : la SAU en 2006 comprend 27% de maïs et 51% de prairies sur le *Moulinet* ; 29% de maïs et 49% de prairies sur les *Violettes*. En revanche, bien que la moyenne des parcelles soit à peu près la même sur les deux BV (2,03 ha pour les terres labourées et 1,53 pour les prairies sur le *Moulinet*; et respectivement 1,93 ha et 1,47 ha sur les *Violettes*), la variabilité de leur taille est significative. Il existe en effet dans le BV du *Moulinet* de plus grandes parcelles que sur les *Violettes*, dont certaines sont exploitées par des agriculteurs non domiciliés sur place. Ainsi le critère relatif à l'effet surfacique des pentes présente une incidence plus grande sur le *Moulinet* que sur les *Violettes* et justifie la prise en compte de la topographie associée à la taille des parcelles dans l'importance des MES pouvant potentiellement être transférées dans chaque parcelle. Par contre, l'état de dégradation des berges est plus marqué sur les *Violettes* en 2006, ce qui vient majorer la quantité de particules issues des berges et ce qui explique alors un flux spécifique supérieur : 368 kg/ha sur les *Violettes* et 256 kg/ha sur le *Moulinet* en 2003 (§ 2.2.1.4).

En 2008, le BV du *Moulinet* est davantage représenté que le BV des *Violettes* dans les parcelles les plus à risque. Grâce au programme de réhabilitation des berges mis en œuvre en 2007 sur ce dernier, leur état s'est amélioré en 2008 par rapport à 2006. Cependant, le critère *occupation du sol* sur le BV des *Violettes* a évolué défavorablement entre 2006 et 2008, du fait d'un changement de propriétaire (dont les répercussions sont significatives sur un petit BV). Celle-ci s'est dégradée pour passer à 35% de prairies et 46,5% de maïs, contre respectivement 55% et 37% pour *le Moulinet*. Néanmoins, étant donné le poids plus important accordé au critère *Berges*, l'amélioration des berges sur le BV des *Violettes* présente un effet plus conséquent que la dégradation de l'occupation du sol sur ce même BV, ce qui expliquerait globalement la diminution du risque sur ce BV.

○ Synthèse générale de l'usage de la méthode ELECTRE III et perspectives

Nous avons présenté les résultats de ces travaux de recherche auprès des agriculteurs, de leurs conseillers de terrain et des gestionnaires environnementaux, dont ceux du SAGE de *la Sélune* et du Syndicat de rivière du BV de *l'Oir*. Ces acteurs ont été sensibilisés aux bonnes pratiques agro-environnementales, souvent faciles à mettre en œuvre pour améliorer la qualité biologique des eaux des petits cours d'eau. Les principales mesures résultant de nos travaux que nous avons proposées, et qui ont été mises en œuvre par la suite sur la zone d'étude, sont indiquées en suivant :

- maîtrise du parcours du bétail, en évitant toute concentration du piétinement à proximité du ruisseau ou dans les secteurs de forte pente, par l'implantation de clôtures de chaque côté du cours d'eau et de passerelles (*Chapitre 2, Figure 2-05*), ainsi que par l'aménagement d'abreuvoirs ;
- préservation des prairies surtout aux abords du ruisseau et arrêt de leur régression au profit du maïs ;
- mise en place des couverts végétaux exploitables dans les parcelles à maïs, durant les périodes interculturelles sensibles, afin de diminuer le risque de transfert de particules pendant la période hivernale ;
- protection et réhabilitation des complexes haies-talus : d'une part pour la richesse écologique que les haies peuvent favoriser, d'autre part en raison de leur pouvoir fixateur des talus grâce à leur système racinaire. Les talus à planter ou à restaurer en priorité sont ceux qui se situent perpendiculairement à la pente, dans les zones sensibles déterminées par l'AMCD.

Ces dispositions semblent relativement basiques à préconiser et *a priori* ne devraient pas forcément mobiliser une méthode d'analyse et de modélisation multicritère. Mais, les conseillers de terrain, voire dans le cas présent les techniciens de rivière éprouvent beaucoup de difficultés pour convaincre directement les agriculteurs-éleveurs à mettre en place ces mesures. Dans cette situation, les premiers résultats concernant l'identification des parcelles à risque que nous avons obtenus avaient permis au président du syndicat de rivière de faire accepter les BPEs par les agriculteurs-éleveurs. *Mais au-delà d'une incitation à la mise en œuvre localement des BPEs, ces résultats contribuent à l'évaluation des MAET, préconisées par les politiques publiques et contribuent à la validation de ce type de méthode d'aide à la décision pour les problématiques environnementales.*

En revanche, l'agrégation des rangs de classement des parcelles issus du préordre final de la modélisation, dans des classes de risque définies postérieurement au traitement AMCD pose le problème d'une agrégation subjective. Cela est surtout significatif dès lors que nous devons considérer l'ensemble des parcelles du bassin étudié, et non pas seulement celles issues des rangs exacts du classement (20% des parcelles les plus à risque). A cela, vient s'ajouter le classement en mode relatif, susceptible de subir une modification, dès le moindre changement du nombre de parcelles et de paramétrage du modèle.

Ces inconvénients expliquent pourquoi nous avons ensuite décidé d'utiliser une *procédure de segmentation*, dans le cadre d'une démarche de tri, mieux adaptée à l'affectation d'un nombre

important d'actions dans quelques catégories caractérisées préalablement à la modélisation multicritère des préférences. De nombreuses études témoignent de l'intérêt de ce type de méthode, notamment ELECTRE-TRI : *Arondel et Girardin (2000)* ont trié des systèmes de cultures suivant leur impact sur la qualité des eaux souterraines ; *Raju et al. (2000)* ont utilisé une AMCD pour planifier les ressources en eau d'irrigation de la région de *Huesca en Espagne* ; *Mérad et al (2004)* ont utilisé la méthode ELECTRE-TRI pour délimiter des zones à risque d'effondrement de terrains au dessus d'anciennes mines en Lorraine. Mais elle n'avait pas été jusque là testée dans le cadre de problématique de risque agro-environnemental. La poursuite de nos investigations concernant la question de la validation des méthodes AMCD, nous a conduit à tester le prototype d'un modèle ELECTRE TRI-C sur le jeu précédent de données.

b) La méthode ELECTRE TRI-C : pour une procédure en mode absolu

Rappelons que la *procédure de segmentation* est appliquée à un problème de tri et consiste à attribuer à chaque action une catégorie prédéfinie. Ainsi, par rapport à la méthode de rangement précédemment utilisée, celle-ci permet de juger une action potentielle pour elle-même sur sa valeur absolue, indépendamment des autres actions potentielles. Cela nous conduit alors à éviter les deux problèmes précédemment évoqués, à savoir le classement en relatif de chaque action et l'agrégation tardive des rangs de classement en classes, de façon subjective.

La méthode ELECTRE TRI (*Roy, 1991 ; Mousseau et al., 2000 ; 2001*) dans ses premières versions A et B, permettait de segmenter l'espace des critères en catégories dont chacune d'elle était bornée au niveau inférieur et supérieur par deux actions de référence. Cela implique que pour une affectation des parcelles par exemple en cinq catégories, il est nécessaire de disposer d'au moins 6 actions de référence correspondant aux bornes de ces catégories, soit 6 valeurs de performance pouvant être attribuées aux actions, pour chaque critère. Or, dans notre approche d'évaluation des risques d'érosion et de transfert des particules, le nombre de valeurs que nous avons retenues par critère pour évaluer les parcelles ne permet pas ce type de traitement. Hormis le critère *Pente* qui dispose d'une vaste échelle de données cardinales, les autres critères présentent une échelle ordinale avec un nombre restreint de valeurs : 5 pour la *Connectivité* ; 4 pour les *Talus, Occupation du sol* et *Altération des Berges*.

Une version récente de ce modèle, développée par *Almeida-Dias, Rui-Figueira et Roy en 2010* : la version ELECTRE TRI-C est basée sur le même principe d'affectation des actions dans des catégories prédéfinies, mais ces dernières sont alors représentées par une *action caractéristique de chaque catégorie* (action virtuelle de référence dont la performance pour chaque critère est établie par catégorie). Nous avons alors appliqué cette méthode au même jeu de données utilisées sous ELECTRE III, aux deux sous *BV de l'Oir*. Nous avons ainsi réalisé une première analyse multicritère de façon à trier d'abord les parcelles agricoles en quatre catégories de risques en utilisant la méthode Electre TRI-C : risque très élevé, élevé, intermédiaire, faible ou nul. La catégorie 3, *intermédiaire*, groupe en fait des parcelles qui seraient distribuées en deux catégories s'il avait été possible de constituer cinq groupes.

De ce fait, comme le montrent les *Figures 5-04* sur le *BV des Violettes* et *5-05* sur le *BV du Moulinet*, cette catégorie qui représente un nombre important de parcelles, mérite une analyse complémentaire (*Tableau 5-04*). Aussi, nous avons conduit en seconde phase une AMCD sous Electre III, en vue de classer ces parcelles en deux sous groupes, de façon à optimiser la hiérarchisation des zones d'action pour les acteurs locaux. Nous avons ainsi pu combiner l'usage de ces deux modélisations de façon complémentaires dans le cadre de cette application.

Ces travaux illustrant la capacité d'usage du modèle ELECTRE TRI-C pour des problématiques agro-environnementales, avaient été présentés aux 71^{èmes} journées du Groupe européen de travail en AMCD à Turin en mars 2010 (*Macary et al., 2010b*) en illustrant cette approche méthodologique sur le *BV du Moulinet*. Ils avaient également permis de discuter l'importance accordée aux paramètres des critères, dont la pondération. Ce sujet fondamental dans les approches d'AMCD avait

induit un papier de synthèse par Roy (2010b). Nous présentons en suivant une analyse de ces travaux complémentaires à ceux figurant dans le *Chapitre 3*, afin de comprendre l'intérêt du couplage des modélisations AMCD conduites sous ELECTRE TRI-C et sous ELECTRE III : les acteurs locaux, voire les gestionnaires, doivent généralement identifier en première phase les actions prioritaires et cibler alors les groupes de parcelles concernées pour conduire une action agro-environnementale de remédiation ou de protection (analyse sous ELECTRE TRI-C). Ensuite, pour une catégorie particulière, il peut y avoir du sens à hiérarchiser les parcelles qui y sont affectées, hormis notre application spécifique liée à l'impossibilité de générer une classification en 5 catégories, compte tenu de notre jeu initial de données. Le *Tableau 5-04* et la *Figures 5-04* illustrent les résultats des deux traitements complémentaires sur le BV du Moulinet pour l'année 2008.

Tableau 5-02. Résultats des traitements complémentaires sous ELECTRE TRI-C et ELECTRE III sur le BV du Moulinet en 2008

N° de la catégorie	Modélisation sous ELECTRE TRI-C			Modélisation sous ELECTRE III		
	Niveau de risque	Nombre de parcelles	% des parcelles	Niveau de risque	Nombre de parcelles	% des parcelles
C1	Très élevé	6	3%			
C2	Élevé	39	21%			
C3	Intermédiaire	77	42%	Intermédiaire 3.1	32	17%
				Intermédiaire 3.2	45	25%
C4	Faible ou nul	63	34%			
Ensemble		185	100%			

Le tri des parcelles en 4 catégories montre clairement que la catégorie intermédiaire mérite une redistribution, ce qui est effectué par un traitement direct en 5 catégories, procédure généralement adoptée dans la représentation des risques. Le traitement par le modèle ELECTRE III des parcelles en C3 aboutit à leur classement par rang de risque que nous avons agrégés en deux sous catégories C3-1 et C3-2 (*Figure 5-05*). Nous avons alors considéré que les parcelles en C3-1 (les 10 premiers rangs du classement) méritent un contrôle particulier de la part des acteurs locaux, car elles pourraient tendre facilement vers des niveaux de risques élevés en C2, alors que celles en C3-2 ne semblent pas prioritaires.

La *Figure 5-06* permet ensuite de visualiser la répartition des parcelles à risque en 2008 sur le BV des Violettes, ainsi que la zone de cultures annuelles. Les résultats amènent à la conclusion qu'aucune zone de cultures annuelles n'a été affectée en C1 ; les parcelles dans cette catégorie sont des prairies riveraines du cours d'eau avec de fortes altérations des berges. Les parcelles de cultures annuelles se répartissent ensuite de la façon suivante : 4,5% en C2 ; 37,5% en C3 ; 15,2% en C4. Leur typologie correspond bien à celle déjà exprimée au § 5.1.2.1 et la nécessité de subdiviser la catégorie C3 en deux, ainsi que cela était précédemment montré sur le BV du Moulinet.

La comparaison des résultats des analyses sur chaque BV conduites avec les modèles ELECTRE III et TRI-C montre que la procédure de tri induit un meilleur résultat dans l'affectation de chaque parcelle. Cela tient au fait que dans le tri, la caractérisation des catégories est antérieure à l'affectation des parcelles. L'explication possible de cette affectation dès lors que le paramétrage de chaque catégorie de risque est connu, permet de satisfaire plus facilement l'objectif d'aide à la décision pour les acteurs locaux. Ainsi, les priorités de travaux sont données aux parcelles classées dans les catégories à risque très fort (C1) et fort (C2). Les gestionnaires du SAGE de la Sélune et plus particulièrement du Syndicat de rivière de l'Oir ont utilisé ces résultats pour appuyer leur programme de travaux de protection des berges des cours d'eau étudiés, auprès des agriculteurs-éleveurs. Ces travaux avaient été conduits sur le BV des Violettes en 2007 et sur celui du Moulinet en 2009-2010.

La *Figure 5-07* en présente une illustration.

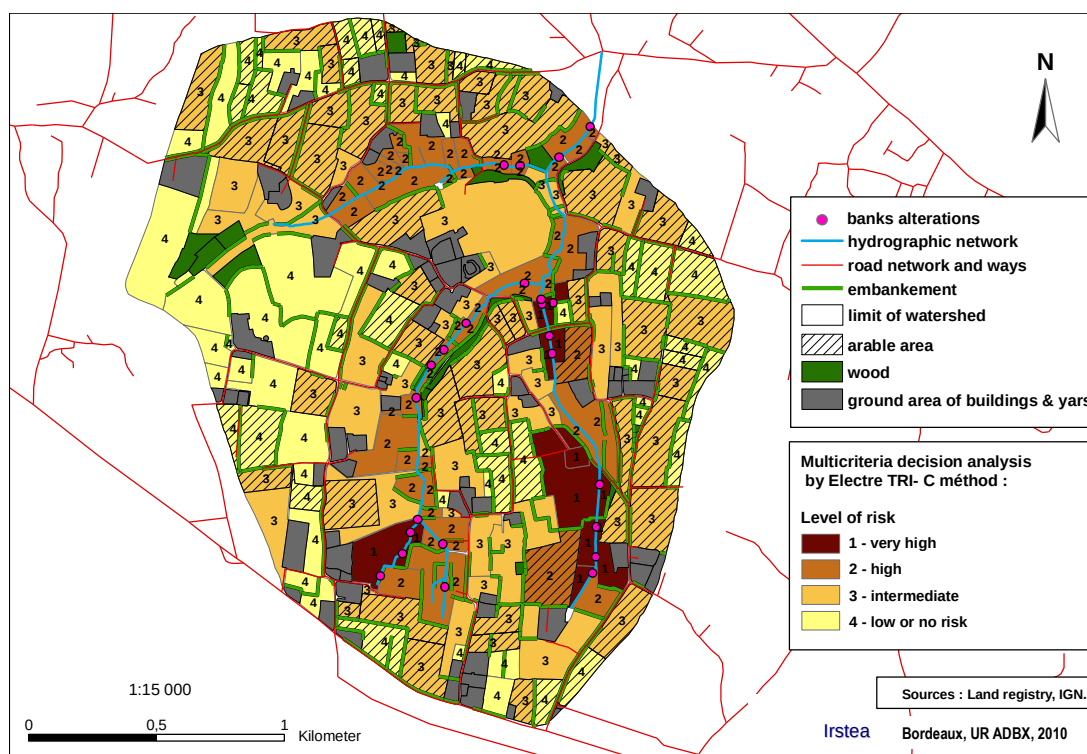


Figure 5-04. Distribution des 185 parcelles du *Moulinet* en 4 catégories de risque par ELECTRE TRI-C

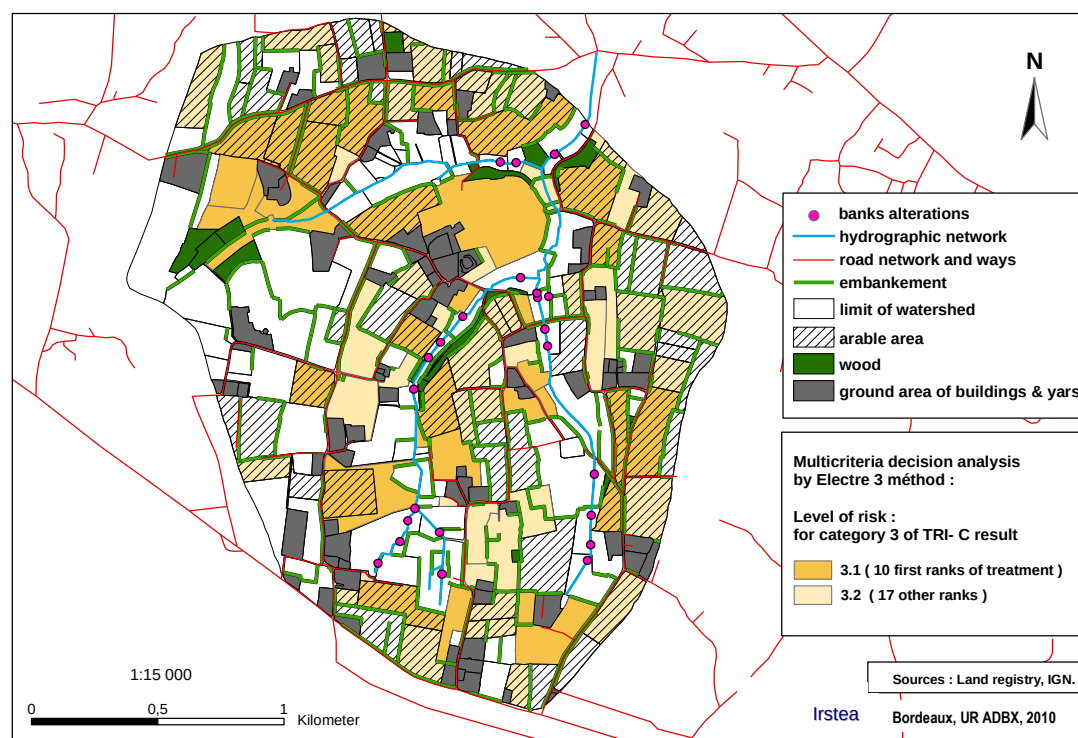


Figure 5-05. Distribution des 77 parcelles de la classe C3 définie par ELECTRE TRI-C en 2 sous-catégories après classement par ELECTRE III, en 2008

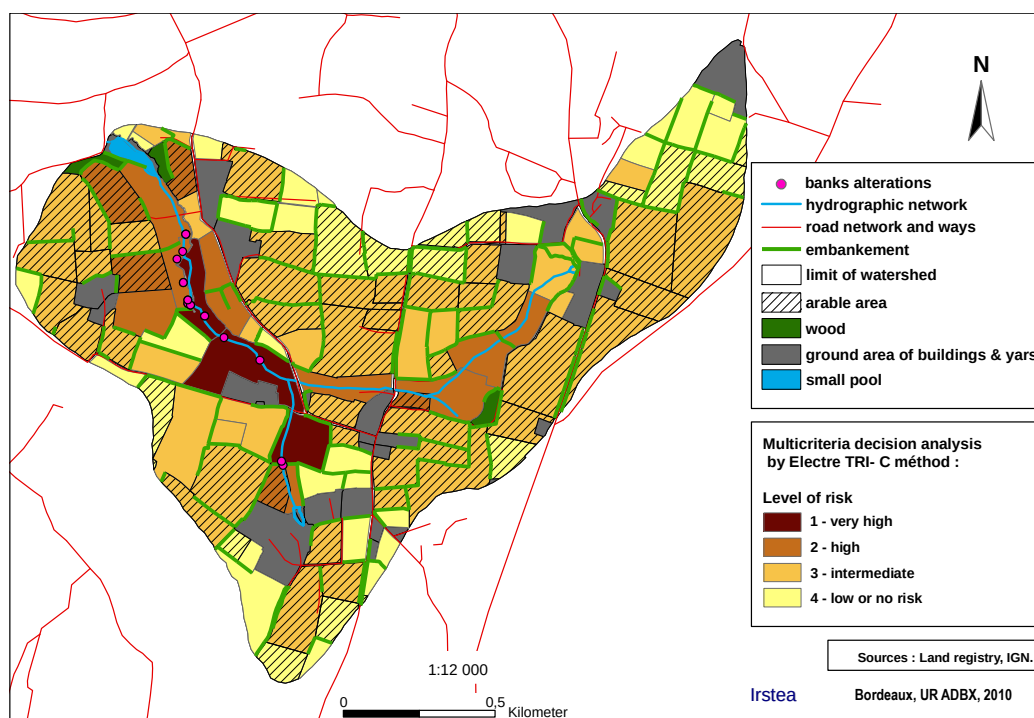


Figure 5-06. Distribution des 112 parcelles en 4 catégories à risque sur *le BV Violettes* par ELECTRE TRI-C, en 2008

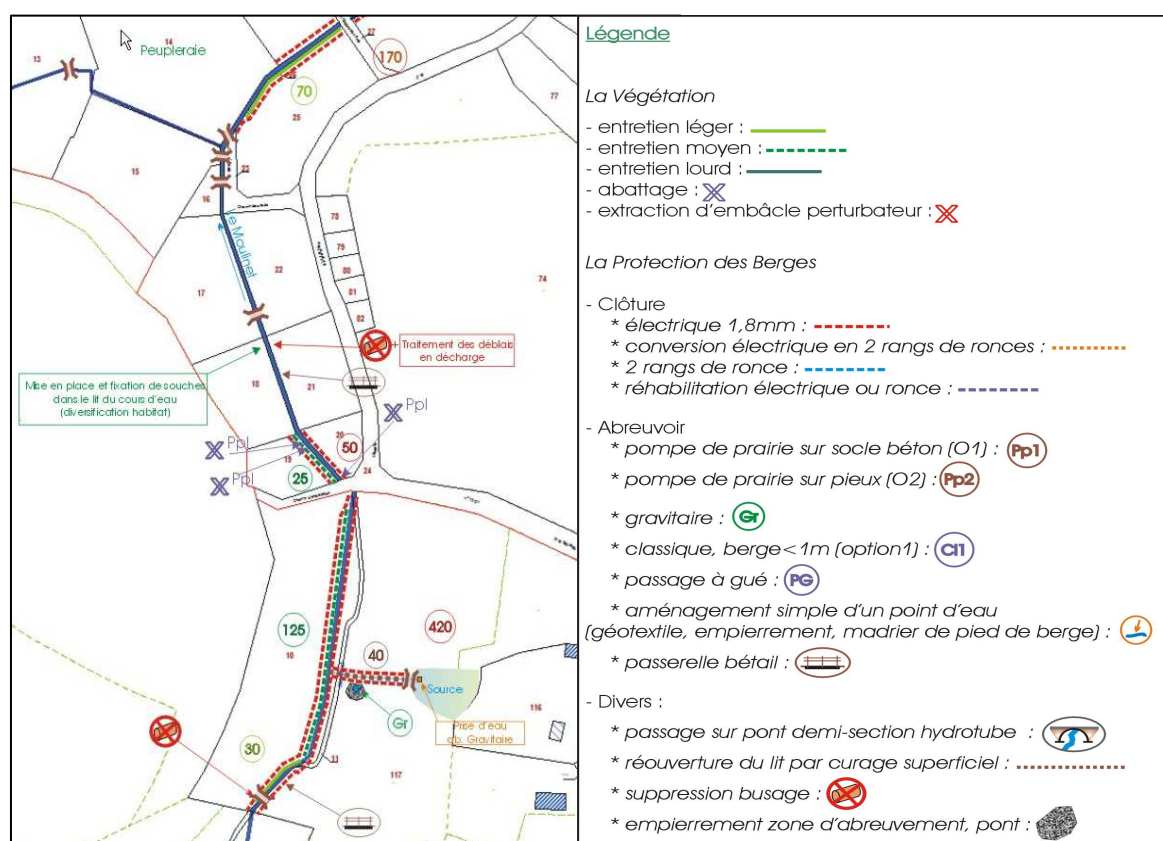


Figure 5-07. Travaux de protection des cours d'eau mis en œuvre par le Syndicat de rivière de l'Oir sur *le BV du Moulinet* en 2006-2010

(d'après le Syndicat de rivière de l'Oir, 2009)

Cette approche multicritère permet l'intégration des paramètres descriptifs des critères, de nature qualitative. L'application que nous avons présentée aux paragraphes 3.2 et 4.2 sur la prise en compte des pratiques agricoles et environnementales des agriculteurs du BVE d'Auradé afin de limiter le transfert des contaminants azotés et phytosanitaires en présente une illustration. Ces travaux conduits directement avec la méthode ELECTRE TRI-C ont bénéficié de l'approche méthodologique exploratoire conduite sur les 2 sous-bassins de l'Oir. Ils viennent compléter l'approche quantitative sur les flux de contaminants évalués par ailleurs par une modélisation agro-hydrologique. Les travaux d'AMCD ont permis de mettre en évidence, outre la régulation nécessaire des intrants, l'efficacité des BEPs sous réserve du bon état, notamment des bandes enherbées. Or par exemple des dispositifs enherbés anciens ne jouent plus leur rôle car leur état d'entretien est médiocre et la densité végétative très amoindrie. Ces résultats ont été présentés et discutés lors d'un colloque récent à Auradé (Macary, 2012). De même, lorsqu'on simule une variation dans les quantités de produits apportés sur chaque parcelle, son affectation dans une autre catégorie de risque est modifiée dès lors que cette variation est significative, c'est-à-dire supérieure au seuil d'indifférence prédéfini.

5.1.2 L'évaluation à l'échelle de la prise de décision des gestionnaires publics

5.1.2.1 La modélisation spatiale face au problème posé

La modélisation spatiale présentée aux paragraphes 4.1 et 4.2 repose sur l'identification d'un objet spatial de référence le plus fin pour recueillir les informations concernant la vulnérabilité des eaux de surface et la pression agricole. Nous avons choisi pour OSR la maille élémentaire de même dimension que celle du pixel de l'image satellitale utilisée, soit 30m x 30m car l'appréhension des processus de transfert à cette échelle présente un degré de précision suffisant pour l'approche des risques suivant nos objectifs. De plus, les indices de risque calculés à l'OSR peuvent alors être agrégés par bassin versant : Bassin élémentaire, zone hydrographique, Bassin versant de rivière principale. Cela dit, cette agrégation ne concerne que la représentation du risque aux différentes échelles et non l'évaluation différenciée des processus qui ne pourrait être abordée que par la mise en oeuvre d'une modélisation agro-hydrologique (A-H), suivant les échelles spatiales considérées. De plus, l'OSR étant ici défini en format raster, lors de son agrégation, les pixels situés sur la limite des BVs agrégés créent un degré d'imprécision. Nous pouvons faire l'hypothèse que cette imprécision se compense à l'échelle du bassin versant. Par contre, si l'on agrège à l'échelle fine des parcelles agricoles, dont la taille est très variable (de quelques dizaines d'ares à plusieurs hectares), le découpage se faisant suivant les lignes de pixels, cela génère des limites parcellaires approximatives et à cette échelle, inutilisables pour l'aide à la décision (surtout pour les petites parcelles), contrairement à l'approche multicritère précédente. De plus, en ce qui concerne les variables ou indicateurs constitutifs du modèle spatial, cette approche raster limite la prise en compte des linéaires type ripisylve, ou les bandes enherbées de largeur inférieure à la dimension du pixel : les BEs de 6-7 m large ne peuvent pas être quantifiées par des images Landsat 5-TM à 30 m de définition. Dans tous les cas, pour le moment, l'approche qualitative (densité de l'enherbement, état de fonctionnement) ne peut pas être appréciée par cette méthode. Les images à très haute définition (de 0.50 m à 1m) permettront d'apporter au moins sur une approche descriptive quantitative, des éléments de réponse à cette question, sous réserve que leur coût soit abordable pour les utilisateurs.

Cette problématique des limites spatiales de l'évaluation environnementale est cependant récurrente pour les divers outils mobilisés. Ainsi, par exemple, la modélisation agro-hydrologique se heurte également à la particularité et la performance technique des modèles suivant leur champ d'application. Nous avons déjà explicité que les modèles distribués compte tenu du nombre très élevé de paramètres à renseigner et de la puissance du processeur nécessaire ne sont utilisables que pour les bassins versants élémentaires (Durand et al., 1999 ; Beaujuan et al., 2002 ; Ludwig et al., 2004 ; Ferrant, 2011). En revanche les modèles semi-distribués type SWAT (Arnold et al., 1998)

permettent d'évaluer des flux de contaminants à l'échelle de grands BV, sous réserve de disposer de données suffisantes pour le calage du modèle. L'expression des résultats se fait généralement au niveau de l'exutoire du BV (Ferrant, 2009 ; Boithias et al., 2011 ; 2012) et permet alors de quantifier le niveau des flux estimés par bassin versant. Mais le modèle peut aussi générer des sorties au niveau de l'unité de base du calcul : l'unité de réponse hydrologique, ou HRU (Hydrological Response Unit) qui est une unité spatiale virtuelle et ne correspond à aucun niveau de décision, ce qui rend son utilisation difficile pour les acteurs tant locaux que les gestionnaires publics. De part sa complexité, et la difficulté d'accéder aux différentes sources de données, ce type de modélisation est essentiellement développée au sein de laboratoires de recherche afin d'apporter des éléments de compréhension dans les processus physico-chimiques de transfert d'éléments potentiellement contaminants des sols et des eaux de surface et souterraines.

Il apparaît alors que différentes approches de modélisation sont complémentaires pour évaluer les performances environnementales des activités agricoles en vue d'une aide à la décision pour les gestionnaires publics. *La modélisation spatiale cognitive permet d'évaluer les risques aux différents niveaux notamment de bassins versants emboîtés, mais également de l'organisation territoriale administrative. Elle procure déjà des résultats opérationnels en matière d'aide à la décision, même si elle ne peut en l'état intégrer certains critères de nature qualitative (état des dispositifs enherbés...).*

5.1.2.2. Disponibilité des données

Bien qu'il ne soit pas envisagé, ni envisageable d'effectuer une comparaison entre les différents types de modèles dont les objectifs sont différents, certaines bases de données sont néanmoins communes et cette question est récurrente chez tous les utilisateurs. Aussi, nous évoquerons les besoins relatifs aux données nécessaires à l'implémentation des modèles de l'évaluation environnementale. L'augmentation de la complexité d'un modèle implique une exigence croissante en données. Cela est évidemment le cas des modèles agro-hydrologiques à base physique, dont la production d'informations pertinentes implique un calage rigoureux, ce qui pose assez souvent la question de la disponibilité de ces données nécessaires.

L'approche de l'évaluation des risques que nous avons conduite par modélisation spatiale est nettement moins exigeante de ce point de vue. La couverture du sol permettant de connaître les différentes productions à l'échelle d'un vaste territoire est issue du traitement d'images satellitales avec cependant le souci de l'imprécision liée à leur classification. En effet, s'il est souhaitable de disposer d'au moins quatre images réparties par saison afin d'affiner au mieux la différenciation culturale, cela n'est pas toujours possible en raison notamment des couches nuageuses au moment du passage du satellite (par exemple, tous les 16 jours pour *Landsat* et 29 jours pour *SPOT*). En France, l'usage du fichier de la PAC graphique (numérisation des îlots culturaux dans le cadre des aides PAC versées aux agriculteurs) ne permet pas, contrairement à la situation en Espagne ou au Portugal, de connaître la culture de chaque parcelle agricole (Macary et al., 2011c). Le fichier représente uniquement les îlots culturaux pouvant être constitués de plusieurs parcelles. En ne conservant que les îlots monoculturels, il est possible de les utiliser pour l'apprentissage du logiciel de traitement d'images, lors de la phase de classification, ainsi que pour le contrôle de précision de cette classification, ce que nous avons d'ailleurs fait. Mais la connaissance précise à la parcelle nécessite des enquêtes terrain, ce qui est concrètement réalisable à l'échelle de petits bassins versants tels ceux décrits dans les sous-bassins de l'Oir ou dans celui d'Auradé, mais non à l'échelle des Bassins de rivière telles celles des Coteaux de Gascogne.

Il importe alors d'accepter une perte de précision par l'usage des images satellitales généralement de 15% à 25%, voire plus (Balestrat, 2006). Quel que soit le type de modélisation, ce problème demeure, puisque l'origine de la donnée "occupation du sol" est identique. Dans un modèle agro-hydrologique, les pratiques doivent être intégrées de façon exhaustive suivant les périodes de réalisation. De plus, les caractéristiques des intrants doivent être détaillées (type de molécules phytosanitaires, caractéristiques des fertilisants,...). L'approche spatiale se contente d'un

indicateur de pression combinant occupation du sol et quantité d'azote par exemple ou de produit phytosanitaire apprécié par l'Indice de Fréquence de Traitement. L'objectif étant ici d'apprécier un état de risque sous l'angle de la différenciation spatiale et non pas une évaluation des transferts de flux vers l'exutoire d'un bassin versant.

Le modèle spatial présente l'intérêt d'une simplification des informations traduisant la qualification de la vulnérabilité des eaux de surface : les pentes dérivent d'un modèle numérique de terrain (tout comme en modélisation agro-hydrologique) ; la nature du sol provient de la carte pédologique, également commune, mais sans que nous soyons amenés à intégrer les caractéristiques physiques des sols. Le paramétrage de cet indicateur dans notre modèle tient à l'approche cognitive des analystes et des experts de terrain. La modélisation des processus hydrologiques par la résolution d'équations complexes nécessite de multiples données précises, afin de satisfaire aux objectifs de flux. Le modèle spatial intègre un indicateur de proximité de réseau hydrologique par rapport au pixel considéré d'occupation du sol. La notation est également établie suivant la connaissance empirique, afin d'apprécier la circulation des flux en surface en estimant une probabilité pour un contaminant d'atteindre plus ou moins vite et facilement le réseau hydrographique des eaux de surface.

De par sa construction, ce modèle spatial n'est pas utilisable pour une simulation de risque d'atteinte des eaux souterraines, puisque aucun critère permettant de simuler les divers processus de percolation-lixiviation, dégradation, drainage, pour les produits phytosanitaires et ceux de la minéralisation, organisation, dénitrification, pour l'azote, n'est introduit. A l'échelle des vastes espaces à enjeux, la prise en compte de critères de nature qualitative tels que les dispositifs enherbés, la microtopographie des talus, des bandes boisées et la ripisylve, la présence d'une culture intermédiaire hivernale (CIPAN)...est difficilement envisageable, faute d'avoir accès aux données terrain d'une part, et de pouvoir les modéliser par ailleurs. On atteint ici les limites fonctionnelles de la modélisation spatiale, mais cependant ces limites touchent aussi d'autres méthodes d'évaluation dont la modélisation agro-hydrologique.

5.1.2.3 Relation entre les deux approches mobilisées dans nos travaux

Ainsi que nous venons de l'évoquer, les niveaux de la prise de décision par les acteurs locaux et par les gestionnaires publics pour l'application des politiques publiques sont différents. Dans la situation locale, l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles est conduite à la parcelle agricole de façon précise. Il est alors nécessaire de prendre en compte les pratiques agricoles et environnementales. La compréhension des interactions entre les différents critères est plus aisée et permet alors un paramétrage plus précis dans les modèles. Cette approche locale peut alors venir compléter celle conduite sur un espace englobant de grande dimension, ainsi que nous avons pu le montrer dans le § 4.2. La pondération des critères est un élément important pour apprécier le degré d'implication de chaque facteur dans un processus global. En revanche, la détermination des poids des facteurs est plus délicate sur un vaste territoire, tant pour la mettre en œuvre que pour en apprécier ses effets. La complémentarité des approches entre différents niveaux d'organisation telle que nous avons pu la réaliser par modélisation multicritère sur le BVE d'Auradé et par modélisation spatiale sur son grand BV englobant de la Save permet de valoriser le degré de précision obtenu dans le paramétrage du modèle AMCD, au niveau le plus fin. L'évolution dans l'implémentation de la méthode PIXAL décrite entre les § 4.1 et 4.2 rend bien compte de cette complémentarité. Les changements apportés dans l'appréciation des risques AE sont essentiellement dus à la prise en compte de facteurs environnementaux locaux par l'AMCD, et à la possibilité de différencier les pratiques agricoles appréciées de façon précise sur chaque parcelle, alors que des valeurs moyennes d'intrants sont attribuées par culture sur un territoire plus vaste.

D'autre part, la différence majeure porte sur l'agrégation des performances et le choix de la catégorie du risque au niveau de chaque OSR. L'OSR dans les méthodes AMCD est la parcelle agricole et dans le modèle ELECTRE TRI-C, les performances de chaque critère pour chaque parcelle sont

comparées à celles des valeurs virtuelles permettant de caractériser chacune des catégories de risque par relation de surclassement. Le poids donné à chaque critère et le degré de crédibilité choisi pour le modèle (§ 3.2) induisent l'affectation de la parcelle dans la catégorie la mieux adaptée, en mode absolu. Dans la méthode PIXAL, le calcul de l'indice de risque pour chaque OSR résulte d'opérations arithmétiques entre les différentes valeurs de paramétrage des critères. L'affectation à une catégorie de risque est faite dans le cas présent par application de la méthode des *seuils naturels de Jenks** qui délimite ces catégories au niveau de la rupture de continuité des valeurs du risque. Il en résulte une affectation en mode relatif, à l'image de la méthode d'agrégation des rangs du préordre final du modèle AMCD ELECTRE III. Cela entraîne alors une difficulté d'interprétation des résultats, par rapport à des valeurs d'identification des risques, en rapport le plus souvent avec des normes appliquées dans les politiques publiques, du type concentrations en produits phytosanitaires ou en azote suivant les échelles du SEQ eau.

5.1.2.4 Comparaison avec d'autres méthodes

La complémentarité des méthodes précitées entre l'AMCD et la modélisation spatiale conduit assez directement à la question de l'intégration d'un module d'évaluation multicritère (EMC) dans un logiciel de SIG, de façon à favoriser le couplage direct entre l'EMC et la spatialisation. Or, actuellement, le seul logiciel fonctionnel commercialisé qui permet une telle fonction est IDRISI.

a) IDRISI : un SIG pourvu d'un module d'évaluation multicritère

IDRISI est un SIG qui a été développé à l'Université de Clark aux *USA*, dans le laboratoire de géographie sous la direction de *Eastman (1988 ; 2001)*. Parmi d'autres outils d'aide à la décision, l'auteur a intégré un module d'évaluation multicritère (EMC).

Giupponi et al. (1999) ont utilisé ce modèle pour évaluer l'apport de systèmes agricoles alternatifs au système conventionnel, afin de réduire la pollution des eaux du *Lagon de Venise* liée aux contaminants d'origine agricole. Des cartes de risque de pollution ont été produites. Cette démarche est tout à fait comparable à la nôtre portant sur des bassins versants agricoles. En revanche, SIG et évaluation multicritère sont intégrés dans le même outil, ce qui facilite le transfert des données. IDRISI est un logiciel qui fonctionne avant tout en mode raster, ce qui signifie que les données d'origine vectorielle (réseau hydrographique, contours de BV, microtopographie, ...) seront converties en rasters, avec une perte de précision plus ou moins importante, suivant la finesse de la maille de référence.

L'évaluation multicritère introduite dans IDRISI procède d'une démarche très différente des méthodes multicritères habituelles (ELECTRE, PROMETHEE,...) et ne peut être directement comparée à une analyse multicritère classique pour l'aide à la décision. Elle ne se raisonne pas en termes d'évaluation de la performance d'une action donnée par rapport aux différents critères retenus suivie d'une procédure de choix, de classement, ou de segmentation, mais en terme probabiliste. Le raisonnement probabiliste semble avoir été introduit afin de faciliter le couplage avec une base matricielle, c'est-à-dire un format raster dans un SIG.

Rappelons que nous avons appliqué l'AMCD en prenant pour OSR les parcelles agricoles, espaces vectoriels de la prise de décision des agriculteurs (§ 3.1 et 3.2) de façon à traiter et restituer l'information la plus proche de l'espace de l'acte de décision, en terme de performance environnementale des activités agricoles. Si le degré de précision des informations nous a permis d'obtenir des résultats suffisamment pertinents pour permettre de les discuter avec les acteurs, le même travail n'est pas envisageable à l'échelle d'un grand bassin versant tel que celui de *la Save sur les Coteaux de Gascogne* (§ 4.1 et 4.2). Néanmoins, grâce à l'AMCD, nous avons pu affiner le paramétrage des critères du modèle spatial et tenté de les pondérer (§ 4.2). En revanche, il serait intéressant dans le futur et de comparer notre approche avec celle d'une évaluation multicritère effectuée sous IDRISI, à l'échelle d'un vaste territoire de plus de 1 000 km².

b) Un début de couplage entre ELECTRE TRI et un SIG

Très récemment, *Sobrie et Pirlot (2012)* ont implémenté le modèle ELECTRE TRI-B dans un logiciel SIG libre "Quantum GIS", grâce à un module d'extension spécifique. Une application a été effectuée dans le bassin versant de la rivière Loulouka au Burkina Faso, dans le but de déterminer les zones à risque de dégradation des paysages. La région étudiée d'une surface de 57 km² avait été divisée en 229 unités spatiales (OSR) de 25 ha, soit des mailles de 500 m x 500 m. Onze facteurs ont été identifiés. Le module ELECTRE TRI-B, dans lequel les catégories sont définies par des bornes correspondant à des performances de l'action de référence pour chaque critère, en valeurs absolues a été activé en définissant quatre catégories dans cette procédure de segmentation, des seuils de préférence, d'indifférence, de veto, et les poids de chaque critère. Le module est conçu pour fonctionner à la fois avec la méthode originale et une version simplifiée d'ELECTRE TRI-B. La carte obtenue *in fine* présente le bassin versant sous forme d'un ensemble de mailles traduisant chacune l'une des 4 catégories de risque de dégradation des paysages.

Cette implémentation réalisée en mode raster, repose ici sur un modèle classique d'AMCD. Nous pensons alors qu'avec une maille suffisamment fine, cette approche spatiale couplée à un module d'EMC permettrait d'accroître la précision de la méthode et des résultats à l'échelle de vastes territoires. Cela induit des perspectives intéressantes dans la poursuite de nos travaux. En effet, nous pourrions alors tester ce type de processus en prenant notamment appui sur notre application développée au § 4.2, sachant que le modèle ELECTRE TRI (version TRI-C) pour lequel les catégories sont définies par des performances caractéristiques de l'action de référence pour chaque critère, en valeurs absolues, a déjà été combiné avec un SIG en mode vectoriel à l'échelle d'un petit BV élémentaire. De plus, cela permettrait d'expérimenter une application originale d'une analyse multicritère via le même modèle, mais en faisant varier l'OSR, qui serait, ainsi que nous l'avons déjà pratiqué : *la parcelle agricole* au niveau des BV élémentaires et *la maille* à l'échelle du pixel de l'image satellitale au niveau du grand BV englobant. Parallèlement à cette démarche, la comparaison avec un traitement spatialisé des risques AE sous IDRISI, fournirait un enrichissement complémentaire. La synthèse de ces approches méthodologiques devrait nous permettre d'optimiser le processus d'agrégation des performances de chaque action à l'échelle de l'OSR considéré pour les différents critères.

5.2 Sensibilité, robustesse, validation des résultats

5.2.1 Sensibilité et robustesse

5.2.1.1 Sensibilité et robustesse en AMCD : proposition méthodologique dans le cas d'un grand nombre d'actions

Selon *Roy et Bouyssou (1993)* l'analyse de sensibilité consiste à analyser l'influence de chacun des paramètres sur le résultat. Selon *Simos (1990)* il s'agit d'une analyse de l'instabilité par rapport aux différents paramètres concernés. Elle consiste à répéter l'analyse multicritère en faisant varier, isolément ou collectivement, les valeurs attribuées à l'origine aux différents paramètres de la méthode. Ainsi, l'analyse de sensibilité étudie comment des modifications sur les entrées du modèle engendrent des perturbations sur la réponse. L'affectation des parcelles dans des classes de risque à partir des résultats du pré-ordre final de classement (ELECTRE III) peut évidemment faire apparaître une certaine subjectivité. La clé d'affectation choisie en prenant en compte le même nombre de parcelles par classe de risque est discutable, dès lors qu'une parcelle peut alors se trouver affectée dans la classe voisine à celle qui lui correspondrait au mieux. En revanche, l'expression brute des dix premiers rangs des résultats du pré-ordre final du traitement AMCD ne traduit pas de biais lié à une affectation *a posteriori* de la modélisation. Néanmoins, dans le cas d'un classement des parcelles de

façon relative, une variation du paramétrage du modèle multicritère, compte tenu de sa sensibilité peut alors induire une modification dans le pré-ordre final de classement des parcelles.

De manière générale, *la robustesse* des résultats d'un modèle représente leurs capacités à rester relativement stables face à des modifications dans les données ou dans les paramètres choisis pour l'évaluation. Pour les processus d'aide à la décision, selon *Maystre et al. (1994)*, "*une recommandation est dite robuste, si en faisant varier les paramètres autour de leur valeur initiale, les résultats ne sont pas modifiés de manière importante*". Deux approches peuvent être conduites pour évaluer la sensibilité et la robustesse : la méthode dite *en étoile* et celle par *sondage* (*Mérad, 2010*). La première consiste à tester plusieurs jeux de valeurs, autour de celles définies initialement. Elle comprend les principales étapes suivantes :

- choix des éléments (poids, seuils) devant faire l'objet d'une analyse de sensibilité ;
- réalisation d'analyses pour chaque paramètre pris séparément, en considérant deux valeurs qui encadrent la valeur utilisée dans la solution de base ;
- réalisation d'analyses en combinant deux à deux, puis plusieurs paramètres ayant le même type de conséquence, en même temps.

En revanche, la méthode *par sondage* consiste à réaliser quelques analyses ponctuelles, et non pas comme précédemment une série de façon systématique, en faisant varier les paramètres autour de valeurs pressenties : elle est plus intuitive que la précédente. Elle nécessite de la part de l'analyste une bonne expérience pour sentir la faiblesse de la solution de base (*Maystre et al., 1994*).

Les modèles ELECTRE ne prévoient pas de module spécifique d'analyse de sensibilité. *Ben mena (2001a, 2001b)* avait intégré un algorithme itératif dans un logiciel ELECTRE III (*Annexe 34*) afin d'effectuer cette analyse dans le cadre de l'application du classement de filières de gestion de déchets dans la région de Mons en Belgique. Malheureusement, cet applicatif n'a pas été rendu disponible pour les utilisateurs du modèle. Nous avons ainsi testé la sensibilité du modèle par sondage : Une faible variation du paramétrage des seuils de préférence et d'indifférence induit une assez faible modification dans le rang de classement des parcelles, ce qui traduit une faible sensibilité du modèle pour les seuils. En revanche, une modification des valeurs de pondération entraîne des variations beaucoup plus fortes dans le classement final. Nous avons alors tenté de développer une méthode d'analyse de la robustesse des résultats obtenus, pour notre propre application en faisant varier les paramètres du modèle (poids des critères, seuils d'indifférence, de préférence, de veto) autour des valeurs initiales, suivant le type de méthode précitée dite en "étoile". Mais compte tenu du nombre élevé de parcelles (actions) pour une analyse manuelle, nous avons choisi d'effectuer cette opération sur un nombre limité de parcelles. Nous avons alors pris pour hypothèse que suite à une variation des valeurs des paramètres, les résultats pouvaient être considérés comme robustes, dès lors que les 10% de parcelles à risque dans le traitement de base se retrouvaient dans la série des 15% de la nouvelle classification.

Ces travaux ont été présentés et discutés aux 70^{èmes} journées du Groupe de Travail Européen "Aide Multicritère à la Décision" à Moncton, au New-Brunswick - Canada (*Macary et al., 2009*) et ont fait l'objet d'une présentation détaillée par *Dumas (2009)*. Nous illustrerons simplement la démarche sur le *BV des Violettes* en 2008. Nous avons alors considéré les 10 parcelles dont le risque est le plus fort dans le résultat initial parmi les 15 parcelles dont le niveau de risque est également le plus élevé dans le nouveau classement (après modification des paramètres). Ces 10 parcelles sont très homogènes vis-à-vis du critère *Talus*. Elles sont en revanche moins homogènes pour les autres critères avec cependant, en moyenne, des notes élevées, surtout pour les critères *Connexion* et *Occupation du Sol*. Le critère *Berges* a une distribution particulière, avec seulement deux des dix parcelles à risque qui ont la notation la plus forte, et la majorité des parcelles qui ont la note la plus faible. Nous avons appliqué notre méthode d'analyse de la robustesse, à chaque critère. Nous l'illustrerons ci-après pour le critère *Connexion* qui présente le plus d'hétérogénéité pour ces 10 parcelles. Les résultats obtenus pour les autres critères sont présentés en *Annexe 35*.

Tableau 5-03. Typologie des 10 parcelles les plus à risque sur le BV *des Violettes* en 2008

Les chiffres sont des valeurs de performances de chaque parcelle par critère, comme défini au Chapitre 3.

N° Parcelles	Pentes	Connexion	Talus	Occupation sol	Berges
1091b	289 561	7	6	1	8
1126b	135 804	5	6	6	1
1068b	576 634	7	4	1	8
1128b	213 402	5	6	3	1
1129b	155 618	5	6	4	1
1042b	100 471	7	6	4	2
1049b	431 334	5	4	3	1
1011b	533 593	3	4	4	1
1031b	244 775	5	4	4	1
1101b	264 838	1	6	4	1

O Analyse de robustesse des résultats pour le critère Connexion

Dans le Chapitre 3, § 3.1.3.2, nous avons rappelé que les seuils de *Préférence P* et d'*indifférence Q* sont une fonction affine de la performance $g_j(a)$ de la parcelle (a) suivant le critère j. :

P (ou Q) = $\alpha g_j(a) + \beta$, où α et β sont des constantes différentes pour chaque seuil et pour chaque critère. Pour le critère *Connexion*, le coefficient α est égal à 0, car les seuils ne sont pas fonction de la performance de chaque parcelle considérée. Nous avons fait varier les coefficients β des seuils d'*indifférence Q* et de *préférence P*, suivant des valeurs $\beta(Q)$ et $\beta(P)$ comprises appartenant à [0 et 6], compte tenu des valeurs de performances des actions pour ce critère, avec un pas de 1. Étant donné que l'écart maximum entre les performances est de 6 et que l'écart minimum est de 1, il est inutile de faire varier davantage les paramètres ou d'utiliser un pas plus petit. Pour chaque combinaison de paramètres nous avons appliqué la méthode d'analyse de la robustesse et avons déterminé si le résultat obtenu avec ces paramètres est conforme ou non au résultat initial. Le résultat de cette analyse est illustré par la Figure 5-08.

Connexion							
$\beta(Q) \backslash \beta(P)$	0	1	2	3	4	5	6
0							
1							
2							
3							
4							
5							
6							

P = seuil de préférence et Q = seuil d'indifférence

Les zones hachurées correspondent aux combinaisons de paramètres non possibles (en effet P doit être supérieur ou égal à Q). Les zones en vert correspondent aux combinaisons conformes à la solution initiale, et les zones en rouge aux combinaisons non conformes. L'étoile rouge correspond aux paramètres initiaux : $\beta(Q) = 1$ et $\beta(P) = 2$.

Figure 5-08. Résultat de l'analyse de robustesse pour le critère Connexion sur le BV *des Violettes* en 2008

La "plage de conformité" (zone verte de la *Figure 5-08*) est étendue, ce qui traduit une bonne robustesse du modèle par rapport à ce critère connexion, puisque une variation significative des valeurs de seuils autour de la valeur initiale permet d'obtenir un classement sans que la solution de base ne soit altérée. Une telle robustesse peut s'expliquer par le fait que les 10 parcelles les plus à risque, utilisées dans la définition précitée de la conformité au résultat initial, ont une performance moyenne de 5 pour le critère Connexion, sur une échelle de notation de 1 à 7. En moyenne ces parcelles ont une connexion forte et il semble normal qu'en modifiant uniquement les paramètres du critère Connexion, elles restent classées parmi les plus à risque, malgré une pondération moyenne égale à 2.

Les figures illustrant les résultats concernant les autres critères sont présentées en *Annexe 35*. Les principaux résultats sont rappelés ci-après :

- Analyse de robustesse pour le critère *Talus* : Le résultat est moins robuste pour ce critère que pour le critère *Connexion*. Cela peut s'expliquer par le fait que ce critère a un poids de 3, supérieur à celui du critère Connexion. Ainsi une modification de ce critère aura plus d'influence sur le résultat.
- Analyse de robustesse pour le critère *Occupation du sol* : Le résultat est moins robuste que pour les précédents. Cela peut s'expliquer par le fait que les 10 parcelles les plus à risque ont une performance moyenne de 3,4 pour ce critère, sur une échelle de notation de 1 à 6.
- Analyse de robustesse pour le critère *Berges* : seul critère avec un Seuil de *Véto*. Dans une première étape, nous avons seulement considéré les seuils Q et P en faisant varier les $\beta(Q)$ et $\beta(P)$ dans l'intervalle [0 ; 1 ; 3 ; 4 ; 6 ; 7], tout en gardant $\beta(V)$ à 0. Étant donné la distribution particulière de la notation de ce critère, puisque seules les parcelles riveraines du cours d'eau sont concernées, il est inutile d'augmenter la variation des paramètres. Dans une seconde étape, nous avons fait varier $\beta(V)$ de la même façon, afin de voir l'influence du seuil de véto. La "plage de conformité" de ce critère est très grande. Cela s'explique par la distribution des parcelles pour ce critère. En effet, pour le BV des Violettes en 2008, la grande majorité des parcelles ont des berges non altérées ou ne possédant pas de berges. Seules trois parcelles présentent des berges altérées de façon importante. Elles appartiennent à des éleveurs qui n'ont pas souhaité adhérer au programme de protection et de rénovation des berges. Le seuil de *Véto* ne s'exprime qu'entre des parcelles qui ont une altération importante et des parcelles qui ont une altération faible, ou bien entre des parcelles qui ont une altération moyenne et des parcelles qui ont altération nulle. Étant donné que seulement trois parcelles présentent une altération importante, et aucune avec une altération moyenne, le *Véto* s'applique seulement à ces trois cas. Il est donc normal que des modifications de ce seuil entraînent peu de changements dans les résultats.
- Analyse de robustesse pour le critère *Pente* : Le critère *Pente* possède des seuils fonctions des performances des parcelles. Ici, 4 paramètres sont cernés : $\alpha(Q)$, $\beta(Q)$, $\alpha(P)$, $\beta(P)$. Il serait difficile de faire varier simultanément ces 4 paramètres manuellement. Nous avons alors fait varier simultanément $\beta(Q)$ et $\beta(P)$ puis $\alpha(Q)$ et $\alpha(P)$. Le résultat est très robuste pour ce critère *Pente*, que ce soit vis-à-vis des α ou des β . En effet, les résultats restent conformes jusqu'à des α dépassant 0,6, alors que les α initiaux sont inférieurs à 0,05. De même, les résultats restent conformes jusqu'à des β dépassant les 100 000, alors que les β initiaux sont inférieurs à 1000. Cela peut s'expliquer par le fait que les 10 parcelles les plus à risque ont une performance moyenne pour le critère *Pente* de 294 600, alors que la moyenne sur l'ensemble des parcelles est de 120 907. Ainsi chacune de ces 10 parcelles se trouve dans les 50% de parcelles ayant la *Pente* la plus grande et 5 de ces parcelles se trouvent dans les 10 parcelles ayant la plus grande *Pente*. Il est donc normal que lorsqu'on modifie uniquement

les paramètres du critère *Pente*, ces parcelles restent classées dans les plus à risque. On peut également expliquer ce résultat par les petites valeurs initialement prises par les seuils.

En effet les différences de performance pour ce critère pouvant être très grandes entre deux parcelles (de l'ordre de plusieurs centaines de milliers). Il est alors compréhensible qu'il soit nécessaire de faire varier grandement les seuils avant d'obtenir des changements de résultat significatifs.

Nous pouvons conclure de ces analyses que de façon globale, *le résultat est robuste aux variations de paramètres des critères*. Cela peut être dû au fait que les critères ont été construits dès le début pour tenir compte au mieux des processus physiques de transfert de particules et de leur importance relative, mais suivant la règle de base de l'analyse multicritère, à savoir l'indépendance de chacun. *A contrario* dans les situations classiques d'application des méthodes d'aide à la décision, l'opérateur doit construire les critères en fonction des choix des décideurs, lesquels peuvent parfois être incohérents (Mérad, 2010). Nous sommes dans une situation particulière d'adaptation de méthode AMCD à des processus agro-environnementaux et non pas directement d'appui à des gestionnaires décideurs dont les choix d'actions potentielles seraient analysées.

- Analyse de robustesse pour la Pondération : la pondération des critères représente une étape importante dans la modélisation multicritère. Compte tenu de la sensibilité du modèle à la variation de la pondération, nous avons souhaité tester la robustesse des résultats vis-à-vis de la pondération des critères. Nous avons fait varier le poids de chaque critère pris un à un, en gardant les poids des autres inchangés. Pour chacun critère, la Figure 5-10 illustre les plages de valeurs de pondération donnant la solution initiale.

	0	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	
Pente				1,75		2,25					
Connectivité			1,25			2,25					
Talus			1,25					3,25			
Occupation du sol				1,75		2,5					
Berges										4,5	

Les valeurs indiquées par un trait gras noir correspondent à la pondération initiale. Les plages de valeurs vertes donnent les résultats conformes à la solution initiale. Les plages de valeurs rouges donnent les résultats non conformes. Les valeurs indiquées en italique correspondent aux valeurs à partir desquelles on n'obtient plus la solution de base.

Figure 5-09. Résultat de l'analyse de robustesse pour la Pondération sur le BV des Violettes en 2008

Le résultat n'est pas très robuste aux variations de poids des critères *Pente* et *Occupation du sol*. Pour le critère *Pente*, cela peut s'expliquer par le fait que ce critère est "décisif" en cas d'égalité entre les autres critères (cf. Chapitre 3 -§ 3.2.). Ainsi une modification du poids de ce critère entraîne plus de changement dans le classement que pour les autres. Il est plus robuste aux variations de poids des critères *Talus* et *Berges*. Pour le critère *Berges*, ce constat peut s'expliquer de la même façon que pour la robustesse du résultat vis-à-vis de ce critère, c'est-à-dire par la distribution hétérogène des performances. Il semblerait également que cette robustesse s'exprime davantage lors d'une diminution du poids de ces deux critères, que par une augmentation. Le critère Connexion présente une robustesse intermédiaire aux variations de poids.

L'influence de la pondération est de façon générale beaucoup plus significative que celle des seuils dans ce type de cas. Cela tient probablement pour une bonne partie à la méthode *SRF* (*Simos-Roy-Figueira*) (*Figueira et Roy, 2002*) que nous avons appliquée, car elle est parfaitement bien adaptée aux méthodes ELECTRE pour le choix de la pondération, étape délicate et essentielle de la modélisation multicritère. Nous avons également lors de premiers traitements testé la méthode ELECTRE IV, c'est-à-dire avec un poids identique égal à 1. Les résultats expriment un niveau de risque moindre pour les parcelles riveraines des cours d'eau soit enherbées avec des berges dégradées, soit en culture de maïs, ce qui semble de fait moins vraisemblable en observant les situations sur le terrain.

5.2.1.2 Sensibilité et robustesse de la méthode PIXAL

Cette méthode ne dispose pas non plus de tests automatisés d'analyse de la sensibilité et de la robustesse. De multiples tests ont été réalisés par sondage en faisant varier d'une part les valeurs des paramètres de chaque indicateur constitutif du modèle spatial, et d'autre part la pondération de ces indicateurs. Les différents modes d'agrégation des pixels en classes de risque ont également été testés : la méthode des seuils naturels de Jenks a été adoptée car elle semblait mieux rendre compte de la répartition des classes de risque, selon l'expertise de terrain qui peut certes être qualifiée de subjective, mais les divers avis d'analystes étaient convergents. Chaque variation de paramétrage entraîne une modification des indices de risque et par voie de conséquence du classement des pixels par catégorie, ce qui rend la méthode sensible aux diverses variations. Contrairement à la méthode AMCD, nous n'avons pas ici formalisé de méthode spécifique pour tester les limites de sa robustesse. En revanche, pour cette méthode PIXAL, nous avons comparé le résultat, dont le paramétrage nous semblait le plus pertinent compte tenu des critères de construction de chaque indicateur, à des valeurs d'état de la qualité de l'eau mesurées en divers points des rivières de *Coteaux de Gascogne*. Le résultat est présenté au § 5.2.2.2.

5.2.2 Problématique de la validation des résultats

La question de la validation des résultats est récurrente quelles que soient les méthodes d'évaluation environnementale utilisées. Une véritable validation des résultats nécessiterait un ensemble important de valeurs d'état, spatialement distribuées en divers points de la zone d'étude. Or cela est quasiment impossible à obtenir de façon pragmatique. Aussi, pour chaque résultat obtenu, nous avons tenté sinon une validation, au moins une comparaison avec des valeurs d'état de la qualité des eaux de surface, voire avec d'autres méthodes.

5.2.2.1 A l'échelle des petits bassins versants

○ Transfert des matières particulières

Dans la première approche d'évaluation des risques liés aux processus érosifs et de transfert des particules vers les cours d'eau dans les *BV en Normandie*, divers résultats de niveaux de risque représentés sur des cartes en faisant notamment varier les poids des critères ont été présentés aux acteurs locaux : agriculteurs et leurs conseillers. La carte finale retenue résulte de leur propre validation, car d'un état potentiel du risque d'érosion, leur expertise de terrain leur permettait assez facilement de comparer les effets réels connus sur certaines parcelles par rapport à notre simulation.

Un travail parallèle a été conduit sur les deux petits bassins de *l'Oir* dans le cadre du projet ANR-ECOGEP-PAPIER (*Doray, 2008*). Il s'agissait de la mise en œuvre d'un modèle de spatialisation du ruissellement, dans un objectif d'évaluation des transferts de matières en suspension, et de la comparaison avec les résultats obtenus par l'analyse et la modélisation multicritère (§ 3.1). Cette approche est décrite dans *Gascuel-Oudoux et al., (2011)*. Le modèle de ruissellement qui y est proposé, généré à partir d'un Modèle Numérique de Terrain, ne tient pas compte de *l'intensité de la pente*, ni de l'érosion des berges dégradées par le bétail, mais uniquement de la spatialisation du ruissellement sur les bassins versants afin d'étudier le transfert des particules érodées par écoulement superficiel jusqu'au réseau hydrographique (*Figure 5-11*).

Les limites de BV générées par ce modèle ont également dû être recalées sur celles que nous avons définies, à partir d'observations précises sur le terrain, en complément du BV tracé à partir du MNT. Le modèle de ruissellement qui est en fait *un arbre de drainage*, n'intègre pas l'occupation du sol et les pratiques agricoles, dont l'influence sur le ruissellement est pourtant majeure, alors que nous avons accordé une attention particulière aux critères de nature qualitative, dans l'analyse et la modélisation multicritère (§ 3.2 et § 5.1.1.1). Cela avait fait l'objet d'observations précises sur le terrain, dont la modélisation hydrologique ne peut effectivement tenir compte. De plus, rappelons que ces critères sont pondérés suivant l'évaluation de leur contribution au transfert des particules. L'étude conclue sur le fait que les MNT à l'échelle régionale, même s'ils incluent des infrastructures rurales, n'offrent pas une représentation exhaustive des modèles de flux surfacique sur le bassin versant pour l'aide à la décision, compte tenu de la taille de la grille et des algorithmes de sens d'écoulement qui restent complexes et mal adaptés aux objets réels traités par les gestionnaires de l'eau. En conséquence, les résultats obtenus sur les flux hydriques de l'arbre exutoire des parcelles ne peuvent pas être directement comparés avec ceux de l'AMCD, puisque l'arbre de drainage évalue une contribution des parcelles des versants à la connectivité hydrique avec les cours d'eau : environ 7% de la surface arable dans cette étude, ce qui semble par expertise de terrain fortement sous estimé ; alors que l'AMCD évalue une contribution de ces parcelles au risque de transfert des particules vers les cours d'eau. La notion de risque agro-environnemental inclut forcément une confrontation entre la vulnérabilité du milieu et les activités agricoles.

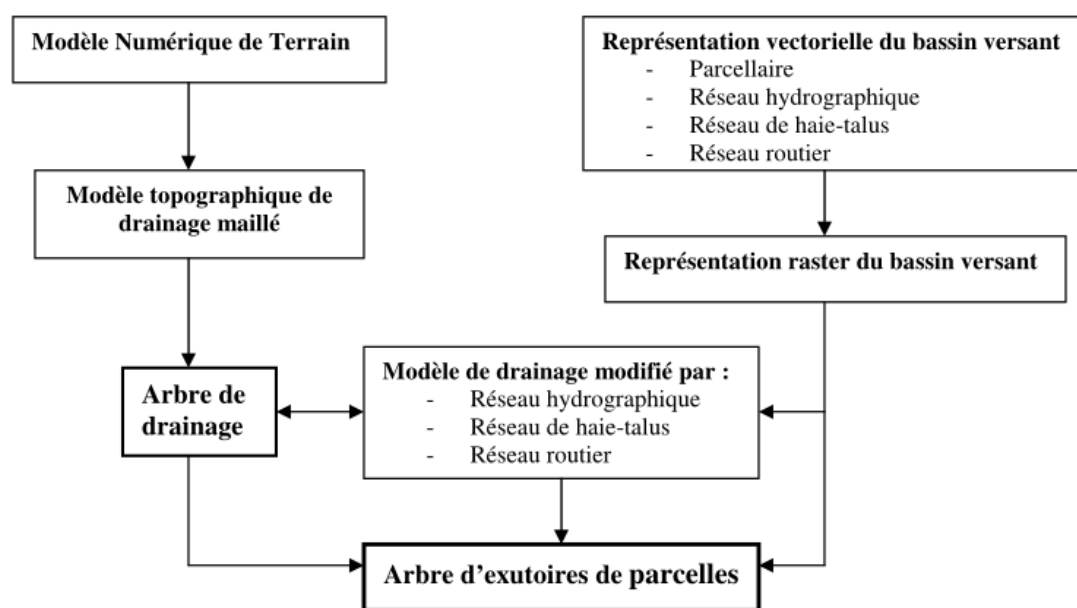


Figure 5-10. Structure du modèle de spatialisation du ruissellement et des transferts de MES

(d'après Doray, 2008)

○ Transfert des matières dissoutes (azote, molécules phytosanitaires)

La question de la validation des résultats devient ici encore plus délicate. En effet, les risques de transferts d'azote ou de produits phytosanitaires ne peuvent véritablement pas bénéficier d'un avis à dire d'expert, car les pollutions diffuses d'éléments solubles ne sont pas repérables visuellement. La mesure de l'état de la qualité de l'eau à l'exutoire, comme sur le BV d'Auradé (§ 3.2), donc à un seul point du bassin versant ne permet pas de valider des risques émis au niveau des parcelles, mais d'avancer vers une comparaison globale à l'échelle du bassin. Pour aller dans le sens d'une validation, il conviendrait d'effectuer des mesures ponctuelles en différentes zones du bassin, ce que nous avons d'ailleurs fait pour comparer la carte de risque de transfert des nitrates sur le BV d'Auradé extraite des résultats par pixel, obtenus par la méthode AZOTOPIXAL (Lavie, 2005).

Le zoom vers le *BVE d'Auradé* effectué à partir des résultats de la méthode AZOTOPIXAL obtenus sur le *BV de la Save* conduit à une moins bonne précision que les résultats provenant de l'AMCD, au niveau parcellaire. Néanmoins, le gradient du risque allait dans le même sens que celui des valeurs mesurées, ce qui représente une première étape positive dans la confrontation de résultats *in situ*. Une perspective intéressante serait de pouvoir confronter les résultats de l'évaluation environnementale obtenue par l'AMCD avec ceux de mesures d'état de la qualité de l'eau en différents points.

5.2.2.2 A l'échelle de grands espaces

A l'échelle de territoires de plusieurs centaines, voire milliers de kilomètres carrés, dans notre approche de l'évaluation environnementale des pratiques agricoles par modélisation spatiale, nous avons pu comparer les résultats obtenus avec des mesures de l'état de la qualité des eaux de surface (notamment pour les nitrates) et des impacts sur des organismes bioindicateurs de la qualité des eaux (ici les diatomées) dus à la pollution par les molécules phytosanitaires (*Morin et al., 2009*). Nous avons réalisé une première confrontation des résultats agrégés du risque PHYTOPIXAL avec des échantillons de diatomées, collectés la même année sur 16 sites à l'échelle des *Coteaux de Gascogne* (§ 4.1.5.3).

Plusieurs travaux ont montré les impacts d'une pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires sur les diatomées qui subissent une déformation de leur structure, proportionnellement à la concentration des PPh (*Debenest, 2007*). Les diatomées sont dotées d'un exosquelette siliceux : *le frustule*, dont la forme et les ornements sont propres à chaque espèce. Cette particularité a permis à de nombreux auteurs d'identifier des cas d'anomalies morphologiques (*Rumeau et Coste, 1988 ; Prygiel et Coste, 1993, 1996 ; Debenest, 2007 ; Roubeix et al., 2011a*) illustrées dans la *Figure 5-12*.

Plusieurs causes peuvent être à l'origine de ces déformations : contamination par de fortes pollutions métalliques (cadmium, cuivre, mercure, zinc) ; produits chimiques, dont phytosanitaires ; des radicaux libres produits naturellement par les radiations lumineuses, ou sous l'effet de produits toxiques ; des carences en nutriments, dont en silice. Dans le cadre de sa thèse, *Debenest (2007)* a conduit des recherches à deux niveaux (communauté et cellule) et dans trois conditions (naturelle, semi-contrôlée et contrôlée). Les résultats obtenus *in situ*, sur notre zone d'étude des *Coteaux de Gascogne*, ont montré une inhibition de la production de biomasse algale parallèlement aux traitements herbicides des cultures. Il a également remarqué des diatomées anormales en quantité importante, dans certains cours d'eau. Une étude dans des conditions semi-contrôlées a confirmé la sensibilité de la biomasse algale à une exposition à des herbicides.

Roubeix et al. (2011a ; 2011b) ont également observé les déformations de diatomées *in situ* ; d'abord dans un contexte d'usage intensif d'intrants phytosanitaires, sur des cultures céréalières, maïs et oléoprotéagineux en mode intensif, d'abord sur la même zone des *Coteaux de Gascogne* ; puis en *Beaujolais*, dans un environnement viticole. Les auteurs concluent de leurs travaux que de faibles concentrations de *diuron* et de *métolachlore* dans les ruisseaux peuvent modifier la structure des communautés de diatomées et que les formes anormales de diatomées doivent être prises en compte dans l'évaluation de la contamination de l'eau.

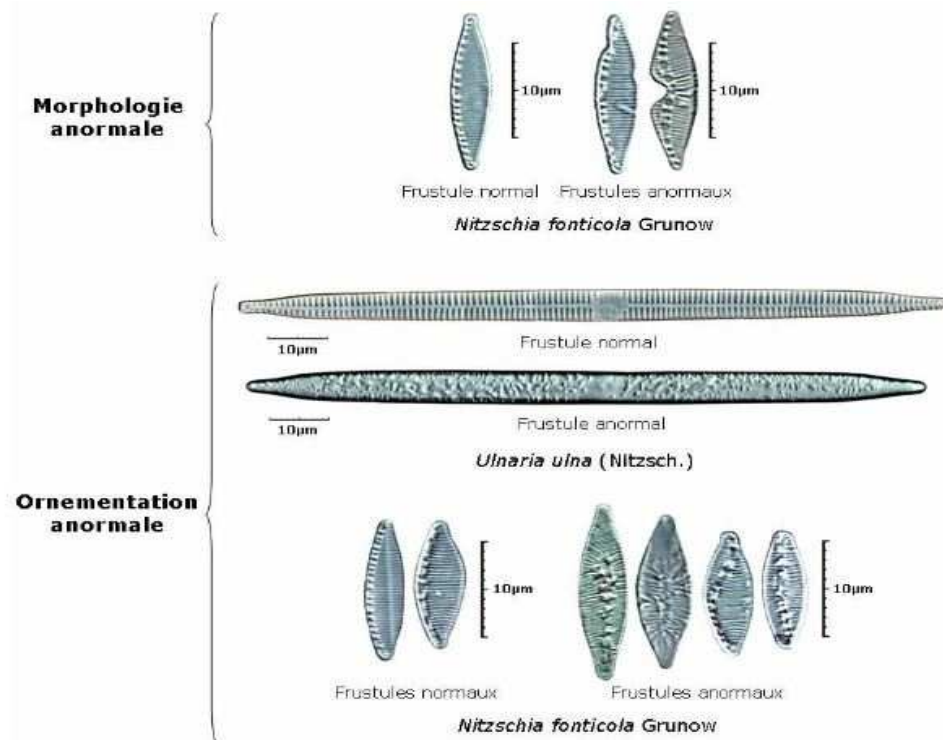


Figure 5-11. Observations au microscope optique de frustules normaux et anormaux, de différentes espèces de diatomées benthiques (d'après Debenest, 2007)

L'indice de biodiversité de Shannon, qui est connu pour diminuer avec la pollution due aux produits phytosanitaires était assez élevé dans les sites où les niveaux de risques de pollution étaient faibles ou intermédiaires. Il avait fortement diminué dans les endroits les plus contaminés. Ainsi, même imparfaite compte tenu d'un nombre de stations d'échantillonnage restreint à l'échelle des *Coteaux de Gascogne*, cette confrontation entre le zonage des risques et les observations réelles d'impact biologique sur le terrain constitue une première étape encourageante vers la validation de la méthode PHYTOPIXAL.

Nous avons pu établir précédemment (§ 4.2.3.3) une relation également intéressante pour les transferts en nitrates, à savoir un gradient comparable d'évolution de la contamination des eaux de surface, entre les risques de transferts évalués par la méthode AZOTOPIXAL et les mesures d'état de la contamination *in situ*, à partir de six points de mesure répartis de l'amont à l'aval de la rivière Save. Ainsi, à défaut de pouvoir vraiment évoquer une validation des résultats de la modélisation spatiale des risques par la méthode PIXAL, nous pouvons cependant indiquer à ce stade, que la confrontation des résultats obtenus avec ceux des mesures de la qualité de l'eau, ainsi que des indicateurs biologiques résultant également de mesures *in situ*, montrent une assez bonne convergence. Dans les deux cas, la situation demeure imparfaite : le modèle spatial ne peut intégrer tous les facteurs explicatifs des transferts de contaminants : seulement les principaux critères de vulnérabilité des eaux de surface et de pression agricole ; les mesures d'état sont prises en ponctuel sur quelques points et non en continu par des préleveurs enregistreurs. De ce fait, les principales crues durant lesquelles sont transportés les 2/3 des contaminants (*cf Chapitre 1*) ne sont pas considérées par les échantillons en ponctuel, sauf cas exceptionnel ; sur un plan financier, il ne serait pas non plus envisageable d'installer des préleveurs d'eau brute en continu, répartis spatialement en différents points. Les indices biologiques calculés notamment à partir d'organismes vivants microscopiques telles les diatomées, prennent en compte les impacts de polluants, sans toutefois pouvoir les cibler (les molécules phytosanitaires n'étant qu'un groupe de ces polluants). Aussi, la mesure de la pollution des eaux par les molécules phytosanitaires nécessite une approche spécifique d'échantillonnage.

Désormais, des échantillonneurs ou capteurs passifs type POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler, ou *échantillonneur passif intégratif de pesticides*) (Annexe 36) permettent de mieux cerner les impacts des produits phytosanitaires, car ils sont installés dans les cours d'eau durant quelques semaines (3 en général), et ils captent ainsi les différentes molécules présentes durant la même période dans les eaux de surface. Ces outils récents constituent une base d'échantillonnage précieuse pour l'évaluation in situ de la pollution des cours d'eau par les molécules phytosanitaires. Ils permettront également d'optimiser la qualité de la confrontation avec les divers types de modèles d'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles, grâce à l'accroissement de la précision et de la fiabilité des résultats.

5.3 Valorisation de ces méthodes par les acteurs sur le territoire

Ces approches de l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles aux différents niveaux spatiaux de l'aide à la décision conduisent à la question de leur pertinence et par conséquent de leur usage par les acteurs de terrain et de la prise de décision publique. Deux questions principales se posent :

- Les acteurs eux-mêmes, praticiens ou gestionnaires ont-ils la capacité de s'approprier ces méthodes d'évaluation ?
- Face à la mise en œuvre des différentes politiques publiques en cours, quelle peut être la contribution des méthodes d'évaluation que nous avons développées au cours de ces travaux ?

5.3.1 Appropriation des méthodes d'évaluation par les acteurs sur le territoire

Les acteurs de terrain : La question 1 renvoie à l'appropriation par les acteurs des démarches méthodologiques, des outils de modélisation nécessaires à la satisfaction des objectifs, ainsi que de la disponibilité temporelle. Il semble à peu près évident que la réponse est négative en ce qui concerne les acteurs sur le terrain, compte tenu de leur manque de disponibilité temporelle et de la difficulté que constituerait l'usage de ces méthodes. Mais l'élément peut-être essentiel à la base viendrait de la réelle prise de conscience de la nécessité d'évaluer non seulement la performance environnementale des pratiques agricoles, mais surtout celle du système de production. Car son degré d'intensification notamment en agriculture conventionnelle induit le niveau des intrants sur les cultures.

En revanche, la mise en œuvre de telles méthodes par des experts en aide à la décision, suivie d'une présentation des résultats auprès de ces acteurs, tel que nous avons pu le vérifier lors de nos travaux, aurait le mérite de les sensibiliser et de tenter ainsi une orientation vers des pratiques plus respectueuses des écosystèmes et de la santé des personnes. Cette démarche peut être réalisée en accompagnement des dispositifs incitatifs basés sur le volontariat des politiques publiques (MAET ou autres) (Salles *et al.*, 1999). Nous avons pu en voir les fruits lors de nos travaux en Normandie concluant à la nécessité de protéger les berges et d'adapter les pratiques sur les versants (cultures intermédiaires, prairies le long du cours d'eau) (Macary et Paulais, 2003 ; Macary *et al.*, 2010). Sous l'effet conjoint de la réglementation (Directive Nitrates -zones vulnérable) et des mesures incitatives mises en œuvre par le syndicat de rivière, les agriculteurs-éleveurs ont progressivement appliqué ces mesures. Dans cette situation un transfert de technologie vers des opérateurs intermédiaires entre chercheurs et acteurs, semblerait apporter une réponse favorable à la valorisation de nos recherches.

De la même façon, la présentation des résultats de l'évaluation des bonnes pratiques environnementales (bandes enherbées, ripisylve) que nous avons faite notamment aux agriculteurs

de l'association d'Auradé (Macary, 2012) dans un contexte de production intensive en grandes cultures avait suscité un certain intérêt à l'égard de ces agriculteurs pionniers dans la mise en place de ces dispositifs. La présentation des scénarii de pratiques agricoles, notamment en terme d'intrants avait nourri un débat intéressant. Il reste du chemin à parcourir pour convaincre les producteurs très attachés au mode de production conventionnel intensif ainsi que leurs conseillers de terrain souvent formés durant la période du productivisme. On peut penser qu'un véritable changement de pratiques, voire de système de production ne se fera que sur la base d'une sensibilisation des acteurs eux-mêmes et non pas à partir de décisions de type "top down" c'est-à-dire venues de façon autoritaire depuis les instances de décision publique. Du reste, tout récemment, l'échec des objectifs du plan Ecophyto en est un exemple (MAAF, 2012a). Tant que les agriculteurs eux-mêmes ne seront pas convaincus de la nécessité d'une réduction drastique de l'usage des produits phytosanitaires au bénéfice de solutions alternatives, la tendance ne sera pas inversée (Busca, 2002). Ainsi à l'image des groupements de développement agricole qui avaient promu de façon collective les méthodes permettant un accroissement de la production agricole durant la période de forte croissance, on peut penser que des initiatives similaires seraient le meilleur moyen de vulgariser les techniques alternatives et surtout les résultats obtenus par un certain nombre d'acteurs. Les méthodes d'évaluation environnementale permettraient alors d'apporter une aide conséquente en termes d'acceptation et de mise en œuvre des bonnes pratiques.

Les gestionnaires publics : La réponse à l'appropriation des méthodes d'évaluation par les gestionnaires publics environnementaux est plus nuancée, déjà habitués à utiliser des SIG. La modélisation spatiale telle que la méthode PIXAL ne devrait guère poser de difficulté si ce n'est le cas échéant, le temps nécessaire à y consacrer. L'approche multicritère en revanche nécessite un degré supplémentaire d'appropriation, car il ne s'agit pas d'une démarche couramment pratiquée par ces gestionnaires. Cependant, cette méthode spécifique d'aide à la décision est bien adaptée pour prendre des décisions à l'échelle des territoires (Joérin, 1997 ; Joérin et al., 1998, 2000, 2011). La mise en œuvre d'une méthode d'AMCD et l'implémentation d'un modèle de l'évaluation multicritère quel qu'il soit, nécessite un minimum de formation à ces concepts. Il est alors préférable de disposer d'un peu de recul pour optimiser la construction du modèle et ses paramétrages, tout comme dans le cas des modèles agro-hydrologiques. De façon assez objective, le transfert de connaissances et de technologies de ces approches gagnerait probablement à être effectué à destination de conseillers experts en aide à la décision, intermédiaires entre les chercheurs concepteurs des méthodes d'aide à la décision, et les acteurs territoriaux bénéficiaires des résultats pour la mise en œuvre des politiques publiques.

5.3.2 Contribution de nos méthodes à l'action publique

La question 2 porte sur la contribution de nos méthodes d'évaluation environnementale pour la mise en œuvre des différentes politiques publiques sur les espaces essentiellement agricoles. Ces politiques (écoconditionnalité de la PAC, MAET, Directive Nitrates, Directive pesticides et plan Ecophyto, Directive Cadre sur l'Eau) convergent toutes vers une volonté d'amélioration de la performance environnementale des agrosystèmes afin de préserver, voire de rétablir la qualité des écosystèmes dont les hydrosystèmes. L'application de la Directive Nitrates en France est assez controversée par l'Union Européenne qui demande plus d'efficacité, ce qui a conduit le Gouvernement à revoir à la hausse les surfaces des zones vulnérables sur le territoire (MEDDE, 2013). En ce qui concerne l'usage des produits phytosanitaires, les attentes initiales du plan Ecophyto 2018 espéraient une réduction de 50% en 10 ans de la quantité des PPh utilisés en France. Or la tendance actuelle se traduit par une stagnation au mieux, voire une légère augmentation de l'usage de ces PPh : + 2,7% d'augmentation du NODU (NOMBRE de Doses Utilisées) entre 2009-2010 et 2010-2011 (MAAF, 2012a). De ce fait, en 2012, le ministère en charge de l'agriculture ne parle plus d'objectifs aussi précis, mais d'orientation vers un mode de production agricole différent, prônant de s'appuyer sur les principes de l'agroécologie (MAAF, 2012b).

L'efficacité de ces politiques par rapport à l'amélioration des écosystèmes nécessite un meilleur ciblage des zones prioritaires d'actions réglementaires mais d'autant plus lorsqu'elles sont incitatives, basées sur le volontariat. C'est notamment le cas pour la protection des captages d'eau pour la potabilité : cette démarche est une application directe de la modélisation spatiale, dont la *méthode PIXAL*. Les résultats de notre zonage de gradients de risque de contamination des eaux par les produits phytosanitaires sur les *Coteaux de Gascogne* en sont une illustration. L'application de nos résultats à la détermination du périmètre du Plan d'Action Territorial *Save aval-Boulouze*, illustre concrètement l'intérêt de nos recherches au bénéfice de l'action publique.

L'AMCD trouve son intérêt dans l'évaluation plus précise du changement de pratiques agricoles et environnementales, particulièrement pour une prise en compte de caractéristiques purement qualitatives. La spécificité même de ces méthodes d'aide à la décision nous conduirait également à prévoir l'introduction de critères purement économiques et sociaux dans les simulations de changement de systèmes de production afin de tendre vers une durabilité des activités sur le territoire. Nous serions à ce stade dans l'optimum de l'utilisation de ces méthodes, à l'image de leur usage dans les applications des sciences de gestion et dans l'aménagement du territoire.

Conclusion du chapitre

L'analyse et la modélisation multicritère ainsi que la modélisation spatiale permettent de contribuer à l'évaluation environnementale respectivement à l'échelle de l'acte de la prise de décision par les acteurs locaux (la parcelle agricole) et à celle de la mise en œuvre des politiques publiques par les gestionnaires (bassin versant, petite région,...). Ces méthodes combinent des critères de la vulnérabilité des hydrosystèmes et de la pression anthropique avec plus ou moins de précision suivant l'échelle de travail. L'analyse et la modélisation multicritère pour l'aide à la décision mise en œuvre sur des petits bassins versants élémentaires avec un Objet Spatial de Référence qui est la parcelle agricole, permet d'intégrer toutes les pratiques réellement mises en œuvre de façon différenciée à la parcelle. Dans ce cas, l'AMCD permet aussi d'évaluer de façon qualitative les dispositifs environnementaux.

Les travaux conduits à l'échelle de la prise de décision par les gestionnaires publics (grands bassins versants) par une modélisation spatiale, combinant des critères à l'échelle d'une maille calée sur le pixel de l'image satellitale. L'agrégation des indices de risques aux différents niveaux de gestion permet d'utiliser les résultats lors de la mise en œuvre des politiques publiques, pour définir notamment les zones d'action prioritaire suivant les objectifs poursuivis (par exemple, protection du périmètre d'un captage d'eau brute en vue du traitement de l'eau pour la potabilité).

Une combinaison de ces deux approches permet d'optimiser le paramétrage de la modélisation spatiale sur de grands espaces à enjeux environnementaux. Une confrontation positive avec des mesures d'état de la qualité de l'eau, mais aussi avec des indices biologiques dérivés d'indicateurs biologiques (par exemple les diatomées) a permis d'obtenir des résultats encourageants pour l'amélioration de ces méthodes et leur application dans l'aide à la décision aux différents niveaux de l'organisation spatiale concernant les activités agricoles. Les modèles d'AMCD sont robustes sous réserve d'une attention particulière lors de la construction et de l'implémentation des critères. De récents développements méthodologiques au sein notamment du groupe européen de travail en aide multicritère à la décision auquel nous avons présenté nos travaux, viennent renforcer l'idée de pouvoir dans le futur non seulement combiner, mais aussi coupler un véritable modèle multicritère (type ELECTRE TRI) avec un SIG, de façon à rendre l'interface spatiale interactive avec l'analyse multicritère. Cela devrait aussi permettre d'optimiser la prise en compte du changement d'échelle spatiale au sein d'un modèle spatial multicritère performant, bien adapté à l'aide à la décision pour les acteurs locaux et institutionnels sur les territoires ruraux.

Conclusion générale

Perspectives

Après la course au productivisme, des besoins d'évaluation environnementale

Nos recherches s'inscrivent dans les conséquences écologiques de la course au productivisme en agriculture, durant la seconde période des "trente glorieuses". Face au courant largement dominant du mode de production agricole intensif, la dégradation de la qualité des eaux de surface et souterraines est significative dans toutes les zones concernées. La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 est la principale politique publique sur laquelle repose nos travaux. Désormais, nous devons donner une priorité à la protection des eaux brutes de surface destinées à l'adduction d'eau potable, sur des bassins versants essentiellement agricoles. Les principales pollutions diffuses dans les zones d'agriculture intensive telle celle des Coteaux de Gascogne que nous avons étudiée, sont dues aux excès de nitrates et aux produits phytosanitaires. Par ailleurs, les pratiques intensives en régions d'élevage telle la Basse Normandie où se situe également un de nos sites d'études ont également contribué à la dégradation de la qualité biologique des eaux de surface et à la diminution de la ressource halieutique : c'est notamment le cas de la substitution des prairies par du maïs pour ensilage qui laisse le sol nu durant six mois, l'arasement des talus et des haies qui retenaient les matières particulaires.

Ainsi, les objectifs de cette thèse portaient sur la mise en œuvre de méthodes d'évaluation environnementale de la performance des activités agricoles ciblée sur la qualité des eaux de surface et notamment sur la qualification des risques agro-environnementaux sur des territoires à enjeux, à différents niveaux d'organisation spatiale dans le cadre de l'aide à la décision pour les politiques publiques. Les objectifs à atteindre peuvent aussi être déclinés par les deux questions de recherche suivantes auxquelles cette thèse va s'attacher à répondre :

Question 1 : Comment intégrer les critères pertinents pour qualifier et localiser les risques environnementaux des activités agricoles vis-à-vis des hydrosystèmes ?

Question 2 : Comment évaluer ces risques à différents niveaux d'organisation spatiale ?

Nous pouvons alors émettre les deux hypothèses suivantes :

Hypothèse 1 : Des critères explicatifs de la vulnérabilité des hydrosystèmes et de la pression anthropique exercée doivent être combinés par des méthodes spatialisées pour évaluer les risques agro-environnementaux.

Hypothèse 2 : Pour évaluer les risques environnementaux à différents niveaux d'organisation, il importe de déterminer l'Objet Spatial de Référence (OSR) adapté à chaque niveau choisi.

Des méthodes d'évaluation des risques agro-environnementaux adaptées à différents niveaux d'organisation de l'aide à la décision en réponses aux questions de recherche initiales

Nous avons utilisé des méthodes pour une évaluation des zones agricoles contributives aux risques d'atteinte à la qualité physico-chimique mais également biologique des eaux de surface, adaptées aux niveaux d'organisation spatiale spécifiques aux besoins des deux principales catégories d'acteurs suivantes :

- les agriculteurs et leurs conseillers techniques sur le terrain qui mettent en œuvre leurs pratiques à l'échelle de la parcelle culturale, laquelle est le niveau de recueil des informations de base pour notre approche d'évaluation des pratiques agricoles et environnementales. Nous avons alors utilisé des *méthodes d'analyse et de modélisation multicritère des risques agro-environnementaux* au niveau du bassin versant élémentaire : échelle hydrologique la plus fine pour définir la contamination, voire la pollution des cours d'eau.
- les gestionnaires publics de la qualité de la ressource en eau qui ont besoin de connaissances en matière d'évaluation environnementale au niveau de bassins versants généralement emboîtés au sein d'un espace hydrographique. Nous avons alors mis en œuvre *une modélisation spatiale des risques*.

Conclusion de l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles à l'échelle spatiale de bassins versants élémentaires

A l'échelle de bassins versants élémentaires, nous avons fait le choix de la mise en œuvre de méthodes d'analyse et de modélisation multicritère pour l'aide à la décision (*ELECTRE III et ELECTRE TRI-C*) combinées à un SIG. Le choix de ces méthodes tient à leur capacité d'intégrer simultanément des critères de nature quantitative mais aussi qualitative, dont les dispositifs environnementaux de protection des hydrosystèmes. L'étude de deux petits bassins versants des *Violettes* (225 ha) et du *Moulinet* (450 ha), affluents de l'Oir, en *Basse Normandie* nous a d'abord permis d'évaluer les incidences environnementales des pratiques agricoles dont les transferts de particules vers les ruisseaux élémentaires. Ensuite, l'implémentation de l'analyse multicritère et du modèle *ELECTRE TRI-C* sur le BV expérimental d'*Auradé* (320 ha) sur les *Coteaux de Gascogne* nous a permis d'évaluer les activités agricoles en relation avec la problématique des flux de contaminants en azote et en produits phytosanitaires. Ces approches prennent en compte le niveau d'organisation où se conçoit l'acte de décision des pratiques agricoles : les exploitations agricoles, et celui où il se réalise : les parcelles agricoles (OSR). L'évaluation des risques est alors faite à l'échelle du bassin versant élémentaire.

Les modèles ELECTRE peuvent intégrer les critères qui traduisent la vulnérabilité des eaux de surface : effet des pentes des terrains, micro-topographie en aval de parcelles (talus), nature de la connexion de chaque parcelle au cours d'eau ; des critères plus spécifiques à l'environnement immédiat du cours d'eau pouvant jouer un rôle de régulation aux transferts de contaminants : état de stabilité des berges, présence et aptitude fonctionnelle d'une bande enherbée et d'une ripisylve ; ainsi que des critères de la pression anthropique combinant occupation du sol et pratiques culturales (doses d'intrants, degré de couverture du sol pour les processus érosifs). La combinaison de ces méthodes multicritères avec un SIG nous a permis d'abord d'extraire via la spatialisation, les valeurs de performance de chaque parcelle pour des critères de nature quantitative telles les pentes des terrains, en complément des notations *in situ* pour les critères de nature qualitative. Ensuite, la présentation des résultats de la modélisation sur des cartes finalisées grâce à un SIG a servi de base aux discussions avec les agriculteurs et autres acteurs de terrain.

Ces évaluations et simulations montrent l'importance du rôle joué par des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement ainsi que des aménagements anthropiques ou des dispositifs environnementaux qui peuvent réguler les contaminations des eaux de surface. Les acteurs de terrain peuvent avoir un effet sur le rôle des régulateurs physiques environnementaux : entretien de talus en aval des parcelles, des haies, des fossés et protection des berges des cours d'eau par des clôtures, aménagements d'abreuvoirs pour les animaux de façon à éviter le piétinement *in situ* ; entretien du bon état des bandes enherbées de largeur suffisante, maintien de ripisylves qui jouent le rôle de frein aux transferts de particules et de puits pour les contaminants solubles.

La modélisation des pratiques, notamment des doses d'intrants, permet de montrer les conséquences de leur évolution dans la classification des parcelles suivant leur niveau de risque.

Ces travaux nous conduisent à penser qu'au-delà de l'effet simulé des bonnes pratiques environnementales, une réduction significative des concentrations de contaminants d'origine agricole dans les ruisseaux situés en bas des versants des cours d'eau élémentaires, ne peut être envisagée qu'en modifiant le système de culture, voire le mode de production. De notre point de vue, l'agriculture dite *raisonnée*, en grandes cultures (résultant au mieux, d'une simple adaptation des pratiques intensives) ne permet pas d'atteindre les normes d'objectifs définies par la DCE pour la qualité des eaux, dans les espaces à enjeux environnementaux. Les systèmes de polyculture-élevage conduits en *mode traditionnel*, l'agriculture dite *intégrée*, et l'*agroécologie* peuvent répondre à ces exigences, sous réserve que leur mise en œuvre soit faite de façon collective sur le même territoire. Cela suppose un changement de mentalités et par voie de conséquence des façons de produire, en agriculture *intensive "conventionnelle"*.

Conclusion de l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles à l'échelle de grands espaces

A l'échelle de grands territoires, nous avons effectué une évaluation d'incidences environnementales des pratiques agricoles à différents niveaux d'organisation spatiale : ceux de bassins versants emboîtés sur les *Coteaux de Gascogne*. Nous avons mis en œuvre une modélisation spatiale de type cognitif : la *méthode PIXAL*. Elle nous a permis d'évaluer les risques de contamination des eaux de surface, grâce à un *Objet Spatial de Référence* qui correspond à un pixel ou maille de l'image satellitale utilisée (30m au carré pour l'image Landsat TM). Nous avons également combiné des facteurs de vulnérabilité des eaux de surface (pentes moyenne par pixel, distance des pixels au cours d'eau, nature des sols) et de pression agricole (nature des cultures croisées par les intrants moyens régionaux). Mais contrairement à l'AMCD, les facteurs permettant la prise en compte par exemple de la nature qualitative de dispositifs environnementaux (qualité d'une bande enherbée, d'une ripisylve,...) ne sont pas possible en l'état par la méthode *PIXAL*. De plus, la combinaison des facteurs était faite dans la modélisation spatiale seulement par des opérateurs arithmétiques. Alors que dans les méthodes *ELECTRE*, les critères sont véritablement modélisés par des procédures de surclassement. De plus, la discrétisation des OSR en catégories de risques est nettement plus subjective dans la *méthode PIXAL*. Nous avons choisi la procédure classique des *seuils naturels de Jenks*. Elle consiste à identifier les plus grandes discontinuités qui apparaissent dans la série en choisissant les plus fortes valeurs de ces différences comme séparation entre les classes et en utilisant le milieu de chacun de ces intervalles comme borne de classe. La démarche est alors effectuée en mode relatif, alors que la procédure AMCD sous *ELECTRE TRI-C* permet de caractériser chaque catégorie de risque en mode absolu, grâce à des valeurs caractéristiques.

Nous avons pu agréger les indices de risque obtenus dans la *méthode PIXAL* à l'échelle des bassins hydrographiques en choisissant le niveau de l'organisation pertinente pour les gestionnaires en charge des dossiers environnementaux. La spécificité de la méthode tient à sa capacité à prendre en compte les délimitations physiques en format vectoriel des bassins versants. Cette méthode se décline en plusieurs versions suivant les objectifs poursuivis. Nous l'avons nommée *AZOTOPIXAL* pour l'évaluation des risques liés aux transferts d'azote ; *PHYTOPIXAL* pour les transferts de produits phytosanitaires ; *EROSPIXAL* pour les processus d'érosion et de transfert des particules. De plus, sa relative facilité d'implémentation pour des gestionnaires utilisateurs de SIG en fait un outil pratique d'aide à la décision. Les résultats d'*AZOTOPIXAL* sur le *BV de la Save* ont d'ailleurs été utilisés par la Chambre d'Agriculture du Gers et l'Association des Agriculteurs d'Auradé pour délimiter le Plan d'Action Territorial " *Boulouze-Save Lisloise Amont* " agréé par l'Agence de l'Eau *Adour-Garonne*. Ce PAT est en cours de réalisation, afin de protéger la zone de captage des eaux de la Save des contaminations de produits phytosanitaires.

Nous avons également tenté d'utiliser le paramétrage très précis des modèles multicritères et notamment les poids accordés aux critères pour affiner le modèle spatial implémenté à l'échelle d'un grand bassin versant, dont celui de *la Save*, englobant le BV expérimental d'*Auradé*.

Les résultats obtenus ont mis en évidence un effet significatif de la pondération sur les valeurs des risques. Au niveau du pixel, la pondération tend à majorer les catégories de risques forts à très forts. Ensuite, le processus d'agrégation tend à atténuer cet écart, compte tenu du lissage opéré.

Grâce à ces travaux multiscalaires, nous pouvons conclure que les méthodes que nous avons implémentées, tant pour l'analyse et la modélisation multicritère pour l'aide à la décision sur des petits bassins versants par les méthodes ELECTRE, que la modélisation spatiale sur de grands espaces par la méthode PIXAL, permettent de modéliser les critères déterminants de la vulnérabilité et de la pression anthropique pour l'évaluation des risques agro-environnementaux. Cela valide ainsi l'hypothèse 1 et répond à la question de recherche 1, tout en sachant que des perspectives d'amélioration sont envisageables. Nous avons également montré qu'un choix pertinent de l'Objet Spatial de Référence adapté à l'échelle d'évaluation des risques permet de répondre à la question de l'approche multiscale : parcelle agricole pour une évaluation sur un bassin versant élémentaire, ou pixel d'une image satellitale dont les indices de risque peuvent ensuite être agrégés à l'échelle de différents niveaux de bassins versants emboîtés. Cela permet de valider l'hypothèse 2 et de répondre à la question de recherche 2.

En revanche, il n'est pas envisageable à ce stade, de penser utiliser un OSR "universel" pour produire une évaluation environnementale avec le même degré de pertinence quel que soit le niveau d'organisation territorial considéré. Cela ne fait que confirmer les conclusions de multiples études concernant notamment les apports de la télédétection à la modélisation hydrologique (Puech, 1995, 2000 ; Puech et Bailly, 2010). L'hypothèse 2 se voulait prudente sur cette question. L'éventualité de couplage de méthodes évoquée en suivant, devrait permettre d'améliorer la qualité de l'évaluation environnementale.

Concernant la validation de ces méthodes

A l'échelle des petits bassins versants, les acteurs de terrain (agriculteurs, conseillers) avaient "validé" ou tout au moins donné un avis favorable aux résultats finaux de la cartographie des risques de transferts de particules, reconnaissant bien les parcelles à problèmes lors des épisodes érosifs. Ce genre de validation n'étant pas envisageable pour des contaminants chimiques, nous avons confronté sur le bassin versant d'Auradé nos résultats avec les mesures d'état in situ des concentrations en nitrates et produits phytosanitaires. Ces mesures étant faites en continu au point de l'exutoire du bassin expérimental, nous n'avons pu établir une comparaison spatiale de façon très précise. Néanmoins le niveau des valeurs observées correspond bien à la tendance donnée par un niveau élevé des risques. Cela était aussi confirmé par des mesures ponctuelles de nitrates que nous avons faites en une douzaine de points sur et autour du bassin expérimental de 320 ha.

A l'échelle supérieure de grands bassins versants des rivières des Coteaux de Gascogne, nous avons comparé les résultats des zonages de risques avec des mesures de concentrations en nitrates et des échantillons de diatomées en divers points. La confrontation de nos résultats obtenus par la méthode AZOTOPIXAL aux mesures de NO_3 sur le BV de la Save, nous avait permis d'établir un même gradient d'évolution du risque de transfert de l'azote depuis l'amont du BV Save vers l'aval. Nous avons également pu établir une relation intéressante entre les résultats de la méthode PHYTOPIXAL et des échantillons de diatomées permettant de calculer un *indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)* et l'*indice de Diversité de Shannon* en divers points du territoire des Coteaux de Gascogne. Bien que l'on ne puisse pas vraiment parler de validation, car le nombre de points de la confrontation est nettement insuffisant, cela montre que les résultats obtenus par la modélisation spatiale des risques grâce à la méthode PIXAL présentent une certaine cohérence.

Quelle utilité sociétale de ces travaux de recherche ?

A l'échelle des petits bassins versants agricoles, la présentation de nos résultats aux agriculteurs et acteurs de terrain a permis de soulever une discussion quant à l'intérêt de la mise en œuvre de bonnes pratiques agricoles et environnementales face aux objectifs de protection de la qualité des cours d'eau, tant pour les eaux brutes destinées à la potabilité que leur qualité biologique en vue de préserver la ressource halieutique. Sur les bassins versants de l'Oir, ils ont pu être valorisés par le syndicat de rivière afin de justifier la mise en place de dispositifs de protection des berges (clôtures, abreuvoirs, passerelles) dont l'action a bien été concrétisée à la suite. Sur les Coteaux de Gascogne, ils ont clairement rappelé la nécessité d'entretenir voire reconstituer par exemple les bandes enherbées les plus anciennes ainsi que les haies d'arbres en bordure des cours d'eau, et de bien raisonner les intrants culturels.

L'évaluation des risques environnementaux à l'échelle des grands bassins versants agricoles englobants par la méthode PIXAL a montré l'intérêt de sa contribution pour la mise en place d'une politique agro-environnementale, dont les MAET ciblées, par les gestionnaires publics des services environnementaux. Son usage a notamment été démontré dans la délimitation du Plan d'Action Territorial de la Boulouze Save Lisloise amont.

Des perspectives d'évolution de ces méthodes d'évaluation environnementale

Vers un couplage des modèles multicritères et des modèles spatiaux

L'intérêt méthodologique du couplage des deux approches que nous avons mobilisées, nous permet d'envisager dans les études futures, de tester un modèle spatial intégrant un module multicritère particulièrement à l'échelle de grands espaces. Une réflexion méthodologique en rapport avec nos objectifs semble préalablement nécessaire. Actuellement, *IDRISI* est le seul logiciel commercialisé disposant d'un module d'évaluation multicritère. Mais il procède d'une démarche très différente des méthodes multicritères habituelles (*ELECTRE*, *PROMETHEE*,...) et il ne peut être directement comparé à une analyse MC classique pour l'aide à la décision. En effet, cette EMC se raisonne en termes probabilistes car elle est adaptée au couplage avec une base matricielle, c'est-à-dire à un format raster dans un SIG. Alors que dans une méthode d'AMCD, l'évaluation de la performance d'une action donnée est faite par rapport aux différents critères retenus, suivie d'une procédure de choix, de classement, ou de segmentation.

Le couplage très récent du modèle *ELECTRE TRI* dans un logiciel SIG libre "*Quantum GIS*", grâce à un module d'extension spécifique donne des perspectives intéressantes pour implémenter un modèle multicritère disposant de toutes les subtilités du paramétrage et au-delà de la démarche de préférence d'indifférence et d'incomparabilité qui ont induit B. Roy à créer les méthodes *ELECTRE* dès la fin des années 1960. Néanmoins, il apparaît intéressant de pouvoir effectuer une comparaison méthodologique entre ces deux approches.

Vers une approche environnementale multi-objectif

Jusqu'à présent chaque évaluation environnementale des pratiques et activités agricoles sur des espaces à enjeux a porté sur un objectif unique : contamination des masses d'eau par les nitrates, ou par les produits phytosanitaires, ou par des transferts de MES... Or généralement les contaminations et les pollutions induites, présentent des effets simultanés dans les masses d'eau. C'est d'ailleurs ce que reflètent les indicateurs biologiques *in situ* : des micro-algues unicellulaires type diatomées aux différentes espèces de poissons. Il semblerait alors très logique que les évaluations puissent intégrer ces contaminations multi-cibles de façon combinée. Mais les facteurs de contrôle des transferts de contaminants sont complexes et le plus souvent spécifiques. Les modèles agro-hydrologiques à base physique sont par construction très spécifiques et ne peuvent intégrer simultanément ces différents objectifs dans les équations qui traduisent tous les processus hydrologiques.

La simplification apportée dans le choix des principaux facteurs intervenants dans la modélisation spatiale et l'analyse et la modélisation multicritère laisse penser qu'une approche de type multi-objectif pourrait être envisagée. Nous avons effectué quelques premiers tests par la méthode PIXAL en combinant les résultats de risques obtenus par des opérateurs arithmétiques : Les résultats de la combinaison des risques obtenus par les trois approches AZOTOPIXAL, PHYTOPIXAL, EROSOPIXAL sont encourageants, et les indices composites du risque AGROPIXAL obtenu, pourraient alors être comparés aux indicateurs biologiques. Mais la démarche gagnerait à être conduite par une évaluation de type multicritère afin d'accroître son niveau de pertinence, comme indiqué précédemment, en réduisant notamment la part de subjectivité dans les processus agrégatifs.

Ainsi, les perspectives d'évaluation multi-objectif des contaminants potentiels des eaux de surface sur des BV agricoles, par analyse et modélisation multicritère intégrée dans un SIG, pourrait induire une question de recherche très intéressante en continuité des travaux de cette thèse. De plus, la réponse à cette nouvelle question de recherche s'inscrirait totalement dans les attentes d'aide à la décision des gestionnaires publics, qui ont déjà pris en compte la nécessité de cibler les actions sur le territoire. La mise en oeuvre de mesures agro-environnementales applicables à des problématiques de type multi-objectif ne pourrait que renforcer l'efficacité de l'action publique.

Références bibliographiques

- ADEME (Eds) (1997) *Interactions entre agriculture et environnement. Quels outils de diagnostic ?* Paris, 108 p.
- AEAG (2009a) Le SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) du bassin Adour-Garonne en 2010-2015, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse.
- AEAG (2009b) Qualité des eaux et produits phytosanitaires sur le bassin Adour-Garonne. Situation en 2009, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse.
- AESN (2006) *Guide pratique des Substances Toxiques dans les Eaux Douces et Littorales du bassin Seine-Normandie*, Agence de l'Eau Seine Normandie, 31 p.
- AESN (2008) Protégeons, sécurisons, préservons nos bassins d'alimentation, nos captages, notre eau potable, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris, 15 p.
- AFNOR (2000) NF EN ISO 14031. Management Environmental-Évaluation de la performance environnementale, AFNOR, Paris, 35 p.
- AFSSET (2009) Mieux connaître les usages de pesticides pour comprendre les expositions, *Colloque de l'Observatoire des résidus de pesticides*, AFSSET, Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, Paris, pp. 1-20.
- Alavanja, M. C. R., Hoppin, J. A., Kamel, F. (2004) Health Effects of Chronic Pesticide Exposure: Cancer and Neurotoxicity - *Public Health* - Vol. 25, pp. 155-197.
- Alkan Olsson, J., Bockstaller, C., Stapleton, L. M., Ewert, F., Knapen, R., Therond, O., Geniaux, G., Bellon, S., Correia, T. P., Turpin, N., Bezlepina, I. (2009) A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems - *Environment Science & Policy* - Vol. 12, n° 5, pp. 562-572.
- Almeida-Dias, J., Rui-Figueira, J., Roy, B. (2006) *The software ELECTRE III-IV, Methodology and User Manual (Version 3x)* 108 p.
- Almeida-Dias, J., Rui-Figueira, J., Roy, B. (2010) ELECTRE TRI-C: A multiple criteria sorting method based on characteristic reference actions - *European Journal of Operational Research* - Vol. 204, pp. 565-580.
- Ambroise, B. (1998) Génèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré: 1 - Processus et facteurs - *Revue des sciences de l'eau* - Vol. 11, n° 4, pp. 471-496.
- AND-International (2008) Évaluation ex post du Plan de Développement Rural National. Marché CNASEA n° 22-07. Soutien à l'agroenvironnement. Rapport d'évaluation, Centre National pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles, 282 p.
- Andréassian, V. (2005) *Pourquoi les rivières débordent-elles ?* Editions Le Pommier, Paris, 64 p.
- Angelliaume-Descamps, A., Tulet, J. C. (2005) Agriculture et environnement, in *Environnement et sociétés : Territoires, risques, développement, éducation*. Eds C. Vergnolle-Mainar and B. Desailly, CRDP Midi-Pyrénées, Toulouse, pp. 143-154.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., Williams, J. R. (1998) Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model Development - *The Journal of the American water resources association* - Vol. 34, n° 1, pp. 73-89.
- Arondel, C., Girardin, P. (2000) Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality - *European Journal of Operational Research* - Vol. 127, pp. 467-482.
- ARVALIS (Eds) (2009) *Impacts environnementaux des techniques culturales sans labour en France*. ARVALIS - Institut du végétal, Paris, 40 p.
- Ascough, J.-C., Rector, H.-D., Hoag, D.-L., McMaster, G.-S., Vandenberg, B.-C., Shaffer, M.-J., Weltz, M.-A., Ahjua, L.-R. (1999) Multicriteria spatial decision support systems: overview, applications, and future research directions, in *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. Eds J. Malczewski, John Wiley and Sons, New York, 392p.
- Aspinall, R., Pearson, D. (2000) Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modelling and GIS - *Journal of Environmental Management* - Vol. 59, n° 4, pp. 299-319.
- Aubertot, J.-N., Barbier, J.-M., Carpentier, A., Gril, J. J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Savini, I., Voltz, M. (Eds) (2005) *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Expertise scientifique collective* INRA, Cemagref, Paris, 902 p.

- Aubertot, J.-N., Guichard, L., Jouy, L., Mischler, P., Omon, B., Petit, M.-S., Pleyber, E., Reau, R., Seiler, A. (2011) *Guide pratique pour la conception de systèmes de culture plus économes en produits phytosanitaires*, Ministère en charge de l'agriculture, 115 p.
- Auger, P., Baudry, J., Fournier, F. (Eds) (1992) *Hiérarchies et échelles en écologie*. Naturalia Publications, Paris, 300 p.
- Aurousseau, P. (2004) Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque, in *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Ed E. Barriuso, INRA, Paris, pp. 57-74.
- Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Squidant, H. (1998) Eléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire pour la contamination des eaux superficielles par les pesticides. Application au cas de la contamination par les herbicides utilisés sur culture de maïs sur des bassins versants armoricains - *Etude et gestion des sols* - Vol. 5, n° 3, pp. 14.
- Auroux, M. (2008) *Identification des parcelles agricoles au risque de transferts de particules érodées dans le bocage sud-Manche grâce à l'Analyse Multicritère et au SIG*, Mémoire de master2 professionnel en géomatique, Toulouse2 le Mirail, Toulouse, 57p. (+ Annexes).
- Auzet, V. (1987) L'érosion des sols cultivés en France sous l'action du ruissellement - *Annales de Géographie* - Vol.537, pp. 529-555.
- Baban, S. M. J., Parry, T. (2001) Developing and applying a GIS-assisted approach to locating wind farms in the UK - *Renewable Energy* - Vol. 24, n° 1, pp. 59-71.
- Babut, M., Flammarion, P., Garric, J. (2001) Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires, N° spécial 2001, pp. 5-13.
- Bagliniere, J. L., Marchand, F. (2002) *Évolution des Populations de Saumon Atlantique de l'Oir, petit cours d'eau de Basse-Normandie de 1984 à 2002. Rapport au Comité de Gestion Cerisel*, UMR INRA-ENSA EQHC, 10 p.
- Baldi, I., Lebailly, P. (2007) Cancers et pesticides - *La revue du praticien* - Vol. 57, n° 15, pp. 40-44.
- Balram, S., Dragicevic, S., Feick, R. (2009) Collaborative GIS for spatial decision support and visualization - *Journal of Environmental Management* - Vol. 90, n° 6, pp. 1963-1965.
- Barriuso, E. (Eds) (2004) *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. INRA éditions, Paris, 113 p.
- Barroin, G., Dorioz, J. M., Durand, P., Merot, P. (1996) Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquences sur les écosystèmes aquatiques, colloque: *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Reims, 19-20 novembre 1996, G. Lemaire and B. Nicolardot, INRA Ed., Reims, pp. 39-53.
- Baudry, J. (1985) *Utilisation de Landscape Ecology pour l'analyse de l'espace rural. Utilisation du sol et bocages*, Thèse de Doctorat en Sciences Naturelles, Université de Rennes, 435 p.
- Baudry, J. (1992) Dépendance d'échelle et de temps dans la perception des changements d'utilisation des terres, in *Hiérarchies et échelles en écologie*. Ed Naturalia Publications, Paris, pp. 101-113.
- Baudry, J., Bunce, R. G. H., Burel, F. (2000) Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management - *Journal of Environmental Management* - Vol. 60, pp. 7-22.
- Baudry, J., Dupont, C., Thenail, C., Viaud, V. (2004) Aménagement du paysage et pratiques agricoles : quelles combinaisons dans la gestion des bassins versants ?, colloque: *Savoirs et savoirs faire dans les bassins versants*, Chambre régionale d'agriculture de Bretagne, Rennes, pp. 117-124.
- Baudry, J., Thenail, C. (2004) Interaction between farmings systems, riparian zones and landscape patterns: a case study in western France - *Landscape and Urban Planning* - Vol., pp. 121-129.
- Baumier, J. (1979) *Les paysans de l'an 2000 : un siècle de révolution silencieuse dans les campagnes françaises*. Plon, Paris, 278 p.
- Balestrat, M. (2006) *Usage de la télédétection et du SIG pour construire une méthode d'évaluation du risque potentiel de pollution diffuse des eaux de surface par les produits phytosanitaires*, Mémoire de Master2 professionnel en géomatique, Toulouse2 le Mirail, 70 p (+ 76 p. Annexes).
- Beaudoin, N., Saad, J. K., Van Laethem, C., Machet, J. M., Maucorps, J., Mary, B. (2005) Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 111, n° 1-4, pp. 292-310.
- Beauduin, N., Parnaudeau, V., Mary, B., Makowski, D., Meynard, J.-M. (2004) Simulation de l'impact de différents scénarios agronomiques sur les pertes de nitrate à l'échelle d'un bassin hydrologique, in *Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux*. Eds P. Monestiez, S. Lardon and B. Seguin, INRA, Paris, pp. 117-141.

- Beaujouan, V., Aurousseau, P., Durand, P., Squidant, H., Ruiz (2000) Comparaison des méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant - *Revue Internationale de Géomatique* - Vol. 10, n° 1, pp. 39-60.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Aurousseau, P., Cotteret, G. (2002) A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship - *Hydrological Processes* - Vol. 16, n° 2, pp. 493-507.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Cellier, P., Combo, S., Voltz, M. (2004) Modélisation de l'effet de l'organisation spatiale des systèmes de cultures sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants, in *Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux*. Eds P. Monestiez, S. Lardon and B. Seguin, INRA, Paris, pp. 99-116.
- Bechmann, M., Krogstad, T., Sharpley, A. (2005) A phosphorus Index for Norway - *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science* - Vol. 55, n° 3, pp. 205-213.
- Becker, R., Meyer, D., Wagoner, P., Saunders, R. M. (1992) Alternative crops for sustainable agricultural systems - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 40, n° 1-4, pp. 265-274.
- Beckers, E., Degré, A. (2011) Revue bibliographique : la prise en compte des transferts horizontaux dans les modèles hydrologiques - *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* - Vol. 15, n° 1, pp. 143-151.
- Beernaerts, S., Debongnie, P., De Vleeschouwer, C., Delvaux, A., Pussemier, L. (2001) Réduction de la présence de résidus de produits phytosanitaires dans un petit bassin agricole belge - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires, n° spécial 2001, pp. 135-142.
- Behzadian, M., Kazemzadeh, R. B., Albadvi, A., Aghdasi, M. (2010) PROMETHEE: A comprehensive literature review on methodologies and applications - *European Journal of Operational Research* - Vol. 200, n° 1, pp. 198-215.
- Ben Mena, S. (2001a) Une solution informatisée à l'analyse de sensibilité d'ELECTRE III - *Biotechnologies, Agronomie, Société et Environnement* - Vol. 5, n° 1, pp. 31-25.
- Ben Mena, S. (2001b) Méthodes de surclassement et analyse de robustesse - *Biotechnologies, Agronomie, Société et Environnement* - Vol. 5, n° 1, pp. 37-41.
- Bernard, P. Y. (2004) Gestion concertée de l'eau en Lorraine. Quels enseignements tirer d'une opération locale Ferti-Mieux ? - *Travaux & Innovations* - Vol.111, pp. 1-4.
- Bernert, H. (2010) *Activités agricoles et qualité des eaux de surface au niveau d'un petit bassin versant Gascon. Modélisation multicritère pour le zonage des risques environnementaux*, Mémoire d'Ingénieur agronome de l'ENITA Bordeaux, 72 p (+ 23 p. annexes).
- Bertrand, G. (2005) La géoagronomie, un nouveau territoire ? in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 25-34.
- Berville, D. (2002) *Compréhension des phénomènes de transferts particuliers en zone d'élevage, dans un sous bassin versant de l'Oir, en Basse-Normandie, par la modélisation spatiale des paysages et des pratiques agricoles*, Mémoire de DEA, Université Montaigne Bordeaux 3, 119 p.
- Beskow, S., Mello, C. R., Norton, L. D., Curi, N., Viola, M. R., Avanzi, J. C. (2009) Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling - *CATENA* - Vol. 79, n° 1, pp. 49-59.
- Beven, K. J., Kirkby, M. J. (1979) A physically based, variable contributing area model of basin hydrology - *Hydrological Science* - Vol. 24, n° 1, pp. 43-69.
- Bioteau, T., Bordenave, P., Laurent, F., Ruelland, D. (2002) Évaluation des risques de pollution diffuse par l'azote d'origine agricole à l'échelle de bassins versants : intérêts d'une approche par modélisation avec SWAT®. - *Ingénieries-EAT* - Vol. 32, pp. 3-12.
- Birgand, F., Lefrançois, J., Grimaldi, C., Novince, E., Gilliet, N., Gascuel-Odoux, C. (2004) Mesure des flux et échantillonnage des matières en suspension sur de petits cours d'eau - *Ingénieries-EAT* - Vol. n°40, pp. 21-35.
- Blasquez, L. (2008) *Comparaison des résultats d'un indicateur agro-environnemental spatialisé avec ceux d'un modèle agro-hydrologique pour l'estimation du risque potentiel de pollution des eaux de surface aux produits phytosanitaires sur les Coteaux de Gascogne*, Mémoire 2è année d'Ingénieur agronome de Bordeaux Sciences Agro, 27 p (+ 18 p. annexes).
- Blenkinsop, S., Fowler, H.-J., Dubus, I.-G., Nolan, B.-T., Hollis, J.-M. (2008) Developing climatic scenarios for pesticide fate modelling in Europe - *Environmental Pollution* - Vol. 154, n° 2, pp. 219-231.

- Blöschl, G., Sivapalan, M. (1995) *Scale issues in hydrological modelling: a review*. Workshop on scale issues in hydrological/environmental modelling, Robertson, NSW, Australia, 30 nov-2 dec 1993, John Wiley & sons, Chichester, GBR, 489 p.
- Bock, M., Rossner, G., Wissen, M., Remm, K., Langanke, T., Lang, S., Klug, H., Blaschke, T., Vrscaj, B. (2005) Spatial indicators for nature conservation from European to local scale - *Ecological Indicators* - Vol. 5, n° 4, pp. 322-338.
- Bockstaller, C. (2004) Élaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-PHY, in *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Ed E. Barriuso, coord. INRA éditions, Paris, pp. 75-86.
- Bockstaller, C., Girardin, P., Van der Werf, H. M. G. (1997) Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems - *European Journal of Agronomy* - Vol. 7, n° 1-3, pp. 261-270.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S. (2008) Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review - *Agronomy for Sustainable Development* - Vol. 28, pp. 139-149.
- Boiffin, J. (2005) Territoire : agronomie, écologie, géographie, où en est-on ? Point de vue d'un agronome de la recherche publique, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 73-78.
- Boiffin, J., Papy, F. (1988) Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré: II - Évaluation des possibilités de maîtrise du phénomène dans les exploitations agricoles - *Agronomie* - Vol. 8, n° 9, pp. 745-756.
- Boithias, L., Sauvage, S., Taghavi, L., Merlina, G., Probst, J.-L., Sánchez Pérez, J. M. (2011) Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods - *Journal of Hazardous Materials* - Vol. 196, pp. 210-219.
- Boithias, L., Srinivasan, R., Sauvage, S., Macary, F., Sánchez-Pérez, J. M. (2012) Daily Nitrate Losses: Implication on Long-Term River Quality in an Intensive Agricultural Catchment of Southwestern France - *Journal of Environmental Quality* - n° Special section: applications of the Swat model, pp. 1-9.
- Boithias, L., Taghavi, L., Chantha Oeurng, Polard, T., Ferrant, S., Jean, S., Probst, J. L., Merlina, G., Sauvage, S., Sanchez-Pérez, J. M. (2010) Modeling pesticide transfer during flood events in an agricultural catchment using the SWAT model - *Geophysical Research Abstracts* - Vol., n° 12, 1p.
- Boivin, A., Margoum, C., Guillemain, C., Ball, N., Gouy, V. (2007) Évolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée, colloque: 37^e Congrès du Groupe Français des Pesticides, G. Soulas, Bordeaux, pp. 147-152.
- Bolline, A., Laurant, A. (1978) Caractérisation des pluies en Belgique du point de vue de leur intensité et de leur érosivité - *Pédologie* - Vol. XXVIII, n° 2, pp. 214-232.
- Bonnamour, J. (1992) Structures agraires et érosion des sols - *Bulletin de l'association de géographes français* - Vol. 1992, n° 2, pp. 83-90.
- Bonnefoy, N., et al. (2012) *Rapport d'information sur les pesticides et leur impact sur la santé et l'environnement*, Sénat, 348 p.
- Bonneviale, J. R., Jussiau, R., Marshall, E. (1989) *Approche globale de l'exploitation agricole : comprendre le fonctionnement de l'exploitation agricole. Une méthode pour la formation et le développement*. ENESAD, Dijon, 329 p.
- Bonny, S. (2005) L'agriculture, l'artificialisation du milieu naturel et la demande sociale, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 443-466.
- Bouchardy, J. Y. (1992) *Méthodologie pour la spatialisation des zones sensibles à la pollution diffuse agricole par le phosphore à l'aide de la télédétection et des SIG*, Thèse de Doctorat, Université Joseph Fournier, Grenoble.
- Boulton, A.-J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.-H., Valett, H.-M. (1998) The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers - *Annual Review of Ecology and Systematics* - Vol. 29, pp. 59-81.
- Bourgeois, L. (2005) Les filières agricoles territorialisées, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 49-55.
- Boussetta, S. (2009) *Impact des activités agricoles sur la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires à différentes échelles spatiales. Construction d'un indicateur spatialisé et comparaison des résultats obtenus avec un modèle agro-hydrologique*. , Mémoire 2^e année d'Ingénieur agronome de l'ENITA Bordeaux, Bordeaux, 25 p (+ 10 p. annexes).

- Bousquet, F., Le Page, C. (2004) Multi-agent simulations and ecosystem management: a review - *Ecological Modelling* - Vol. 176, n° 3-4, pp. 313-332.
- Bouyssou, D. (1993) Décision Multicritère ou Aide multicritère ? in *EWG-MCDA (European Working Group in Multicriteria Decision Aid)*, <http://www.inescc.pt/~ewgmcda/Bouyssou.html>.
- Brice, A. (1974) *Contamination de quelques milieux naturels par les résidus de pesticides*, Thèse de Doctorat d'État en Pharmacie, Université du Droit et de la Santé, Lille II - Faculté de Pharmacie, Lille, 114 p.
- Briel, B., Vilain, L. (1999) *Vers l'agriculture durable*. Educagri, Dijon, 144 p.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M. H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Rodrigo, A., Carolyne, D., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J. M., Delécolle, R. (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn - *Agronomy for Sustainable Development* - Vol. 18, n° 5-6, pp. 311-346.
- Brundtland, G.-H. (1987) Notre avenir à tous (rapport de la commission mondiale sur l'Environnement et le développement), version française, Organisation des Nations Unies, 318 p.
- Brunet, R. (1980) La composition des modèles dans l'analyse spatiale - *Espace géographique*. - Vol. 9, n° 4, pp. 253-265.
- Bruno, J.-F., Fox, D. (2004) L'érosion en rigoles dans les coteaux du Sud-ouest, in *Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux*. Eds P. Monestiez, S. Lardon and B. Seguin, INRA, Paris, pp. 13-26.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R. (2010) Environmental Indicators to Assess the Risk of Diffuse Nitrogen Losses from Agriculture - *Environmental Management* - Vol. 45, n° 5, pp. 1201-1222.
- Bur, T., Probst, J.-L., N'Guessan, M., Probst, A. (2009) Distribution and origin of lead in stream sediments from small agricultural catchments draining Miocene molassic deposits (SW France) - *Applied Geochemistry* - Vol. 24, n° 7, pp. 1324-1338
- Burnett, C., Blaschke, T. (2003) A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis - *Ecological Modelling* - Vol. 168, n° 3, pp. 233-249.
- Busca, D. (2002) *Agriculture et Environnement. La mise en oeuvre négociée des dispositifs agri-environnementaux. Effets d'organisation, enjeux de territoire et dynamique d'appropriation stratégique*, Thèse de Doctorat de Sociologie, Toulouse, 409 p.
- Butault, J., Delame, N., Jacquet, F., Rio, P., Zardet, G., Dedryver, C., Volay, T., Gary, C., Guichard, L., Pitrat, M., Sauphanor, B. (2010) L'utilisation des pesticides en France : État des lieux et perspectives de réduction, *Colloque de la SFER : Lyon 11-12 mars 2010. La réduction des pesticides : enjeux, modalités et conséquences*, Société Française d'Économie Rurale, Lyon, 12 p.
- Butault, J. P., Dedryver, C. A., Gary, C., Guichard, L., Jacquet, F., Meynard, J. M., Nicot, P., Pitrat, M., Reau, R., Sauphanor, B., Savini, I., Volay, T. (2010) *Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude* INRA, 90 p.
- Calvet, R. (2002a) Phénomènes de rétention, in *Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement*. Ed ÉCRIN, Association ÉCRIN (Échange et Coordination Recherche - Industrie), Paris, pp. 31-40.
- Calvet, R., coord. (2002b) Caractéristiques générales des modèles décrivant les transferts des pesticides, in *Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement*. Ed ÉCRIN, Association ÉCRIN (Échange et Coordination Recherche - Industrie), Paris, pp. 147-165.
- Calvet, R. (2004) Définition des risques et principes généraux d'estimation, in *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Ed E. Barriuso, coord., INRA éditions, Paris, pp. 19-24.
- Calvet, R., Barriuso, E., Bedos, C., Benoit, P., Charnay, M. P., Coquet, Y. (2005) *Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales*. Paris, 637 p.
- Cammack, P. (2012) Risk, Social Protection and the World Market - *Journal of Contemporary Asia* - Vol. 42, n° 3, pp. 359-377.
- Carluer, N., Giannone, G., Bazin, P. H., Cherif, R., Gril, J. J. (2008) Vers un outil de dimensionnement des dispositifs enherbés pour limiter les flux de phytosanitaires transférés par ruissellement Tests de scénarios - *Ingénieries-EAT* - Vol. 55-56, pp. 61-77.
- Carluer, N., Giannone, G., Gouy, V., Gril, J.-J. (2009) Towards a tool to design vegetated strips for mitigation of pesticides transfers in surface runoff. Assessment of different scenarios, colloque: *Pesticide behaviour in soils, water and air*, York, 8 p.

- Carluer, N., Gouy, V. (2001) Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives, colloque : *31ème congrès du Groupe Français des Pesticides : Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives*, Lyon, 15-17 mai 2001, Cemagref Editions, Antony, 419 p.
- Carluer, N., Margoum, C., Boivin, A., Ball, N., Gril, J.-J., Gouy, V. (2007) Efficacité de la dissipation des produits phytosanitaires par les bandes enherbées et les fossés. Mécanismes de transfert et modélisation colloque: *AFPP- Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires* AFPP, AFPP, Paris, 20p.
- Carluer, N., Tournebize, J., Gouy, V., Margoum, C., Vincent, B., Gril, J.-J. (2009) Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters - *Procedia Environmental Sciences* - Vol. 9, pp. 21-26.
- Caron, E., Lafrance, P., Duchemin, M. (2007) Quantification des pertes d'herbicides par ruissellement de surface et par infiltration dans des dispositifs tampon; enherbés et enherbés + arborés, in *Pesticides : impacts environnementaux, gestion et traitements*. Ed M.-A. Oturan and J.-M. Mouchel, Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, pp. 153-163.
- Caron, P. (2001) Modélisation graphique et chorèmes : la gestion des parcours collectifs à Massaroca (Brésil du Nordeste) - *Mappemonde* - Vol. 62, n° 2, pp. 17-21.
- Caron, P. (2005a) A quels territoires s'intéressent les agronomes ? Le point de vue d'un géographe tropicaliste - *Nature Sciences Sociétés* - Vol. 13, n° 2, pp. 145-153.
- Caron, P. (2005b) Quels agronomes pour quels territoires ? Le territoire, un concept porteur d'intégration et de marginalisation au sein de la discipline, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 467-478.
- Carvalho, F. P. (2006) Agriculture, pesticides, food security and food safety - *Environmental Science & Policy* - Vol. 9, n° 7-8, pp. 685-692.
- Carver, S. (1991) Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems - *International Journal of Geographical Information Science* - Vol. 5, n° 3, pp. 321-339.
- Cattaneo, M. (2006) *Rôle des éléments structurants du bocage dans le sud de la Manche et identification des parcelles à risque face aux transferts de particules érodées grâce à l'analyse multicritère, en zone d'élevage bovin intensif*, Mémoire de Master 2-Recherche, Université Michel de Montaigne Bordeaux 3, 86 p.
- CAUE 32, Arbre et Paysage 32 (2002) *Inventaire des paysages du Gers. Cahier 1 : généralités sur les paysages de la Gascogne gersoise. Portrait d'ensemble*, CAUE, 70 p.
- Cavallo, A., Norese, M.-F. (2001) GIS and Multicriteria Analysis to Evaluate and Map Erosion and Landslide Hazards - *Informatica* - Vol. 12, n° 1, pp. 25-44.
- CE (1999) Agenda 2000, une PAC pour l'avenir-synthèse, Commission européenne, Direction Générale de l'Agriculture, 2 p.
- CE (2000) Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JOCE n° L 327 du 22/12/2000, Bruxelles, 72 p.
- CE (2003a) Règlement (CE) n° 1782/2003 du Conseil du 29 septembre 2003 établissant des règles communes pour les régimes de soutien direct dans le cadre de la politique agricole commune et établissant certains régimes de soutien en faveur des agriculteurs, JOCE n° L 270/1, 69 p.
- CE (2009a) Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 octobre 2009, instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, JOCE n° L309 du 21/10/2009, Bruxelles, 16 p.
- CE (2009b) Règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil, JOCE n° L 309 du 24/11/2009, Bruxelles, 50 p.
- Ceballos-Silva, A., López-Blanco, J. (2003) Delineation of suitable areas for crops using a Multi-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico - *Agricultural Systems* - Vol. 77, n° 2, pp. 117-136.
- CEE (1975) Directive 75/440/CEE du conseil du 16 juin 1975 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres, JOCE N° L 194 du 25/07/1975, 6 p.
- CEE (1991a) Directive n° 91/414/CEE du 15/07/91 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, JOCE n° L 230 du 19 août 1991 et rect. JOCE n° L 170 du 25 juin 1992, Bruxelles, 209 p.

- CEE (1991b) Directive du Conseil n° 91/676/CEE du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux par les nitrates à partir de sources agricoles, JOCE n° L 375 du 31 décembre 1991, 8 p.
- CEE (1998) Directive n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, JOCE n° L 330 du 5 décembre 1998 et rectifiée au JOCE n° L 111 du 20 avril 2001, Bruxelles, 21 p.
- Cellier, P., Germon, J. C., Henault, C., Genermont, S. (1996) Les émissions d'ammoniac (NH₃) et d'oxydes d'azote (NO_x et N₂O) par les sols cultivés : mécanismes de production et quantification des flux, colloque: *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Reims, 19-20 novembre 1996*, G. Lemaire and B. Nicolardot, INRA Ed., Reims, pp. 25-37.
- Cemagref, CACG (1997) *Pollution diffuse par l'azote, le phosphore et les matières en suspension : influence des pratiques agricoles et d'élevage*, 261 p.
- Cemagref-UR ADBX (2006) Digital soil map of the Save obtained from the map prepared by pedologists of the CACG in the 1960s, Cemagref, Bordeaux.
- Centofanti, T., Hollis, J. M., Blenkinsop, S., Fowler, H. J., Truckell, I., Dubus, I. G., Reichenberger, S. (2008) Development of agro-environmental scenarios to support pesticide risk assessment in Europe - *Science of The Total Environment* - Vol. 407, n° 1, pp. 574-588.
- César, G. (2003) *Rapport d'information sur la réforme de la Politique Agricole Commune*, Sénat, 133 p.
- CFEDFR, ANPP (1987) La pollution des eaux par les pesticides et les nitrates, colloque: *La pollution des eaux par les pesticides et les nitrates, Paris, 18-19 mars 1987*, Comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée and Association Nationale de Protection des Plantes, Institut National Agronomique, Paris, pp. 313.
- CG Eure (2011) Les rivières du département de l'Eure : des cours d'eau et une biodiversité à préserver, Conseil Général de l'Eure, Évreux, 36 p.
- CG Loire (2012) Présentation et illustration de la méthode SEQ eau (Système d'Évaluation de la Qualité des eaux). Conseil Général de la Loire, http://www.loire.fr/jcms/c_37628/methodes.
- CGDD (2009) 10 indicateurs clés de l'environnement. Edition 2009, Commissariat Général au Développement Durable, Paris, 2 p.
- CGDD (2010) *Les pesticides dans les milieux aquatiques. Données 2007*, Commissariat Général au Développement Durable. MEDD, 49 p.
- Chakhar, S., Martel, J.-M. (2003) Enhancing Geographical Information Systems Capabilities with Multi-Criteria Evaluation Functions - *Journal of Geographic Information and Decision Analysis* - Vol. 7, n° 2, pp. 47 - 71.
- Chakhar, S., Mousseau, V. (2008) GIS- based multicriteria spatial modeling generic framework - *International Journal of Geographical Information Science* - Vol. 22, n° 11-12, pp. 1159-1196.
- Chambaut, H., Bras, A., Laurent, F., Quentric, O., Vertès, F., Le Gall, A. (2004) Maîtrise des flux d'azote et de phosphore à l'échelle de l'exploitation et incidence sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant dans les régions d'élevage intensif de l'Ouest de la France, colloque: *Savoirs et savoirs faire sur les bassins versants*, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, Rennes, pp. 97-115.
- Chaplot, V., Le Bissonnais, Y. (2000) Field measurements of interrill erosion under different slopes and plot sizes - *Earth Surface Processes and Landforms* - Vol. 25, n° 2, pp. 145-153.
- Chapot, J.-Y., Bockstaller, C., Meyer, J.-L., Rousset, C. (2007) Relations entre Koc de huit herbicides, intensité des flux d'eau préférentiels générés à partir de l'état structural du sol et concentrations. Études sur lysimètres, colloque: *37è Congrès du Groupe Français des Pesticides*, G. Soulas, INRA, Bordeaux, pp. 63-68.
- Chaussat, J. C. (1996) *Influence de l'irrigation sur l'absorption et le lessivage de l'azote*, Synthèse bibliographique, 99 p.
- Chaussod, R., Justes, E., Lineres, M., Bourgeois, S. (1996) Valorisation des déchets urbains et agro-industriels, colloque: *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Reims, 19-20 novembre 1996*, G. Lemaire and B. Nicolardot, INRA Ed., Reims, pp. 255-269.
- Chauvet, M., Olivier, L. (1993) *La Biodiversité, enjeu planétaire. Préserver notre patrimoine génétique*. Les dossiers de l'écologie, Sang de la terre, Paris, 416 p.
- Chen, Y., Khan, S., Paydar, Z. (2010a) To retire or expand? A fuzzy GIS-based spatial multi-criteria evaluation framework for irrigated agriculture - *Irrigation and Drainage* - Vol. 59, n° 2, pp. 174-188.
- Chen, Y., Yu, J., Khan, S. (2010b) Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation - *Environmental Modelling & Software* - Vol. 25, n° 12, pp. 1582-1591.
- Cheverry, C. (1998) *Agriculture intensive et qualité des eaux*. INRA Editions, Paris, 297 p.

- Claver, A., Ormad, P., Rodríguez, L., Ovelheiro, J. L. (2006) Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain) - *Chemosphere* - Vol. 64, n° 9, pp. 1437-1443.
- Conseil européen (2001) *Conclusions de la Présidence du Conseil européen de Göteborg, les 15 et 16 juin 2001*, Conseil européen, 23 p.
- Cordeau, S. (2010) *Conséquences de la mise en place des bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice*, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Université de Bourgogne - Agronomie et Écologie, Université de Bourgogne, Dijon, 288 p.
- CORPEN (Eds) (1988) *Bilan de l'azote à l'exploitation*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 35 p.
- CORPEN (Eds) (1991a) *Cahier des charges des opérations de conseil aux agriculteurs en vue de protéger l'eau contre la pollution nitratée*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 69 p.
- CORPEN (Eds) (1991b) *Interculture : gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 39 p.
- CORPEN (Eds) (1993a) *Amélioration des pratiques agricoles pour réduire les pertes de nitrates vers les eaux*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 56 p.
- CORPEN (Eds) (1993b) *Programme d'action contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 65 p.
- CORPEN (Eds) (1995a) *Programme national de réduction de la pollution des eaux par les nitrates provenant des activités agricoles*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 33 p.
- CORPEN (Eds) (1995b) *Protection des cultures et prévention des risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 88 p.
- CORPEN (Eds) (1996a) *Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Propositions pour une démarche de diagnostic*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 119 p.
- CORPEN (Eds) (1996b) *Techniques d'application et de manipulation des produits phytosanitaires utilisés en agriculture. Éléments pour prévenir les risques de pollution des eaux*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 83 p.
- CORPEN (Eds) (1997) *Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 88 p.
- CORPEN (Eds) (1999a) *Estimation des flux d'azote, phosphore et potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. Influence de l'alimentation et du niveau de production*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 18 p.
- CORPEN (Eds) (1999b) *Désherbage-Éléments pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 161 p.
- CORPEN (Eds) (2001b) *Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère. État des connaissances et perspectives de réduction des émissions*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 110 p.
- CORPEN (Eds) (2001c) *Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 34 p.
- CORPEN (Eds) (2003a) *Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques - Application aux produits phytosanitaires*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 115 p.
- CORPEN (Eds) (2003b) *Diagnostic régional de la contamination des eaux liée à l'usage des produits phytosanitaires : éléments méthodologiques*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 84 p.
- CORPEN (Eds) (2006) *Des indicateurs AZOTE pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 112 p.
- CORPEN (Eds) (2007) *Les fonctions environnementales des zones tampons. Protection des eaux* Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 177 p.
- CORPEN (Eds) (2008) *Les zones tampons. Un moyen de préserver les milieux aquatiques*. Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 20 p.

- Cotter, A. S., Chaubey, I., Costello, T. A., Soerens, T. S., Nelson, M. A. (2003) Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution input data - *Journal of the American water resources association* - Vol. 39, n° 4, pp. 977-986.
- Couclelis, H. (2001) Why I no longer work with agents: A challenge for ABMs of human-environment interactions., colloque: *Meeting the challenge of complexity: Special Workshop on land-use/Land-cover Change*, D. C. Parker, T. Berger and S. M. Manson, Irvine, California.
- Couteux, A., Lejeune, V. (2010) *Index phytosanitaire ACTA 2011*. 47^e édition, Association de Coordination Technique Agricole, Paris, 900 p.
- Cros-Cayot, S. (1996) *Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Contexte armoricain*, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement, ENSAR, Rennes, 223 p.
- Dalgaard, T., Hutchings, N. J., Porter, J. R. (2003) Agroecology, scaling and interdisciplinarity - *Agriculture Ecosystems & Environment* - Vol. 100, n° 1, pp. 39-51.
- Damart, S., Mousseau, V., Sommerlatt, I. (2002) Du mode d'implication d'acteurs multiples dans le cadre de l'utilisation d'un modèle d'affectation multicritère : analyse au regard d'une application a la tarification des transports publics - *Cahier du Lamsade* - 27 p.
- Davis, P., McPherson, M., Wheldon, M., von Randow, M. (2012) Monitoring Socio-demographic Risk: A Cohort Analysis of Families Using Census Micro-Data - *Social Indicators Research* - Vol. 108, n° 1, pp. 111-130.
- De Lacour, G. (2012) La Bretagne se spécialise dans les algues vertes, bien malgré elle, in *Newsletter du JDLE du 05 avril 2012*, Journal de l'environnement, <http://www.journaldelenvironnement.net/article/la-bretagne-se-specialise-dans-les-algues-vertes-bien-malgre-elle>, 28422.
- De Tourdonnet, S. (2009) Les techniques culturelles modifient la qualité des sols et la biodiversité, in *Impacts environnementaux des techniques culturelles sans labour en France*. Ed ARVALIS - Institut du végétal, Paris, pp. 10-14.
- Debenest, T. (2007) *Caractérisation de l'impact des pollutions agricoles sur les diatomées benthiques*, Thèse de Doctorat en Ecotoxicologie, Université Bordeaux 1. École doctorale des Sciences et Environnements, 251 p.
- Deffontaines, J.-P. (2004) L'objet dans l'espace agricole. Le regard d'un géoagronome - *Natures Sciences Sociétés* - Vol. 12, n° pp. 299-304.
- Deffontaines, J. P. (2005) Les agronomes entre agriculteurs et usagers du paysage, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 435-441.
- Delahaye, D. (1992) *Approches spatialisées et analyses expérimentale des phénomènes de ruissellement et d'érosion des sols: application aux systèmes de production agricoles du Calvados*, Thèse de doctorat en Géographie, Université de Caen, Caen, 427 p.
- Delefortrie, F., Thomazo, E., al. (2009) La gestion des risques en agriculture - *Chambres d'Agriculture*, Vol. 980, pp. 13-44.
- Deneux, M., Emorine, J.-P. (1998) *Avenir de la réforme de la Politique Agricole Commune*, 466. Sénat, 239 p.
- Deverre, C. (2005) Les nouveaux liens sociaux au territoire, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 57-69.
- Devillers, J., Farret, R., Girardin, P., Rivière, J.-L., Soulas, G. (2005) *Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides*. Tec & Doc Lavoisier Paris, 278 p.
- Di Méo, G. (1998) *Géographie sociale et territoire*. Nathan, Paris, 320 p.
- Dixon, B., Earls, J. (2009) Resample or not?! Effects of resolution of DEMs in watershed modelling - *Hydrological Processes* - Vol. 23, n° 12, pp. 1714-1724.
- Doray, T. (2008) *Mise en œuvre d'un modèle de spatialisation du ruissellement dans un objectif d'évaluation des transferts de matières en suspension*, Mémoire de Master 2 en géographie, Aménagement, Société, Environnement, Université de Haute Bretagne - Rennes 2, , 80 p + annexes.
- Doré, T., Le Bail, M., Martin, P., Ney, B., Estrade, J.-R. (Eds) (2006) *L'agronomie aujourd'hui*. QUAE, Versailles, 367 p.
- Doré, T., Réchauchère, O., Schmidely, P. (2008) *Les clés des champs. L'agriculture en question*. Éditions Quae, Paris, 192 p.
- Dorioz, J.-M., Ombredane, D., al (2004) *Bassin Versant et Qualité Biologique des cours d'eau. Effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et sur la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage. Action structurante INRA-Cemagref " AQUAE "*, Rapport de travaux de recherches pour la gestion des agrosystèmes et les conséquences sur les hydrosystèmes, 51 p.

- Dragan, M., Feoli, E., Ferneti, M., Zerihun, W. (2003) Application of a spatial decision support system (SDSS) to reduce soil erosion in northern Ethiopia - *Environmental Modelling & Software* - Vol. 18, n° 10, pp. 861-868.
- Dubus, I.-G. (2004) Méthodes probabilistes dans l'évaluation de l'exposition, in *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Ed E. Barriuso, coord., INRA éditions, Paris, pp. 41-56.
- Duchemin, J. (2006) *Exposition humaine aux produits phytosanitaires et risques pour la santé humaine, note AESN*, Agence de l'Eau Seine Normandie, 5 p.
- Dumanski, J., Pettapiece, W. W., McGregor, R. J. (1998) Relevance of scale dependent approaches for integrating biophysical and socio-economic information and development of agroecological indicators - *Nutrient Cycling in Agroecosystems* - Vol. 50, n° 1, pp. 13-22.
- Dumas, X. (2009) *Approche spatio-temporelle de l'impact des activités agricoles et des éléments paysagers sur le risque de transfert de MES vers les eaux de surface, à l'échelle de petits bassins versants normands*, Mémoire d'Ingénieur agronome, ENITA Bordeaux, 90 p.
- Dumont, R. (1961) *Terres vivantes. Voyages d'un agronome autour du monde*. Terre Humaine, Plon, Paris, 334 p.
- Durand, P. (2004) Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matière dans les bassins-versants, colloque: *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants*, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, Rennes, pp. 205-215.
- Durand, P., Mérot, P., Gascuel-Oudoux, C. (2005) Buffer zones, filter strips and drainage ditches as management systems for reducing nutrient losses colloque: *International Workshop: where do fertilizers go?*, Eds Bouraoui Faycal, Mulligan Declan, Galbiati Lorenzo, European commission -JRC - Institute for Environment and Sustainability Belgrade, pp. 16-01; 16-14.
- Eastman, J. R. (1988) *IDRISI: A Grid-based Geographic Analysis System*. Clark University Graduate School of Geography, Worcester.
- Eastman, J. R. (2001) *Idrisi 32 - Release 2 - Tutorial*. Clark Labs, Worcester, 328 p.
- Eaufrance (2012) Règles d'évaluation de l'état des eaux, ONEMA, <http://www.eaufrance.fr/?rubrique69>.
- Enjalbert, H. (1961) *Les pays aquitains. Le modelé et les sols*. Imprimerie Bière, Bordeaux, 618 p.
- Ernault, A., Bureau, F., Poudevigne, I. (2003) Patterns of organisation in changing landscapes: implications for the management of biodiversity - *Landscape Ecology* - Vol. 18, pp. 239-251.
- European Community (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, 327 p.
- FAO (1994) *Best Available Techniques (BAT) and Best Environmental Practice (BEP) Series*, 112 p.
- FAO (2006) *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication*, World soil resources reports, 103. FAO, 133 p.
- Fealy, R. M., Buckley, C., Mehan, S., Melland, A., Mellander, P. E., Shortle, G., Wall, D., Jordan, P. (2010) The Irish agricultural catchments programme: Catchment selection using spatial multi-criteria decision analysis - *Soil Use and Management* - Vol. 26, n° 3, pp. 225-236.
- Ferber, J. (1995) *Les Systèmes multi-agents: vers une intelligence collective*. Inter Editions, 522 p.
- Ferrant, S., Oehler, F., Durand, P., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., Justes, E., Dugast, P., Probst, A., Probst, J.-L., Sanchez-Perez, J.-M. (2011) Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches - *Journal of Hydrology* - Vol. 406, pp. 1-15.
- Figueira, J., Roy, B. (2002) Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos procedure - *European Journal of Operational Research* - Vol. 139, pp. 317-326.
- Fotsing, E., Cheylan, J.-P., DeGroot, W. T., Verburg, P. H. (2003) Un dispositif multi-échelle d'analyse des dynamiques agraires en zone des savanes de l'extrême nord Cameroun, colloque: *6è rencontres de Théo Quant*, pp. 16.
- Fournier, F., Cheverry, C. (1992) Les échelles spatiales d'étude du rôle du sol dans l'environnement, in *Hiérarchies et échelles en écologie*. Ed Naturalia Publications, Paris, pp. 21-41.
- Francis, C. A., Youngberg, G. (1990) *Sustainable agriculture, an overview*. Sustainable agriculture in temperate zones, John Wiley & Sons, New York, pp. 1-23.
- Frank, A. U., Bittner, S., Raubal, M. (2001) Spatial and Cognitive Simulation with Multi-agent Systems, colloque: *COSIT 2001, LNCS 2205*, Computer Science, pp. 124-139.
- Froger, G. (2005) Les démarches d'aide multicritère à la décision en économie de l'environnement - *Liaison énergie-francophonie* - Vol. 66-67, pp. 46-53.

- Fülöp, J. (2005) Introduction to Decision Making Methods, Hungarian Academy of Sciences, 15 p.
- Gafni, M. (2001) Des mesures agri-environnementales au développement durable : une nouvelle approche de la fonction environnementale en milieu rural, colloque: *Dynamique rurale, environnement et stratégies spatiales*, A. Berger, CNRS and Université Paul Valéry - Montpellier 3, Publications Montpellier 3, pp. 19-34.
- Gaillardon, P. (2004) Évaluation du comportement environnemental des pesticides dans le cadre des procédures d'homologation, in *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Ed E. Barriuso, INRA éditions, Paris, pp. 25-40.
- Gardi, C. (2001) Land use, agronomic management and water quality in a small Northern Italian watershed - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 87, n° 1, pp. 1-12.
- Gascuel-Oudou, C., Aurousseau, P. (1999) *Un indicateur de risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires* Rapport contrat Bretagne Eau Pure, INRA, 48 p.
- Gascuel-Oudou, C., Aurousseau, P., Cordier, M.-O., Durand, P., Garcia, F., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trepos, R. (2009a) A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water - *Environmental Modelling & Software* - Vol. 24, n° 12, pp. 1433-1446.
- Gascuel-Oudou, C., Aurousseau, P., Doray, T., Squidant, H., Macary, F., Uny, D., Grimaldi, C. (2011) Incorporating landscape features to obtain an object-oriented landscape drainage network representing the connectivity of surface flow pathways over rural catchments - *Hydrological Processes* - Vol. 25, n° 23, pp. 3625-3636.
- Gascuel-Oudou, C., Heddad, D. (1995) *Maîtrise des transferts de surface dans le contexte armoricain. Contrat Bretagne Eau Pure* 115 p.
- Gascuel-Oudou, C., Mérot, P. (1986) Variabilité spatiale du transfert de l'eau dans le sol: Utilisation du traçage et analyse géostatistique - *Journal of Hydrology* - Vol. 89, n° 1-2, pp. 93-107.
- Gassiat, A., Zahm, F. (2010) Mobiliser des indicateurs pour évaluer les effets propres des mesures agro-environnementales en France - *Revue d'Économie Régionale & Urbaine* - Vol. 3, n° pp. 439-471.
- Genin, B., Chauvin, C., Ménard, F. (2003) *Cours d'eau et indices biologiques : pollutions, méthodes, IBGN*. Educagri éditions, 226 p.
- Gergel, S. E., Turner, M. G., Miller, J. R., Melack, J. M., Stanley, E. H. (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems - *Aquatic Sciences* - Vol. 64, n° pp. 118-128.
- Gervais, M., Jollivet, M., Tavernier, Y. (1992) *La fin de la France paysanne depuis 1914*. Histoire de la France rurale, Editions du Seuil, Paris, 750 p.
- Gibson, C. C., Ostrom, E., Ahn, T. K. (2000) The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey - *Ecological Economics* - Vol. 32, n° pp. 217-239.
- Gille, A. (2001) Pratiques phytosanitaires locales et impact sur le suivi de la qualité des eaux sur le bassin versant céréalier d'Auradé dans le Gers - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, n° Spécial 2001, pp. 143-149.
- Girardin, P. (1999) Un tableau de bord agri-environnemental d'exploitation : la méthode AGRO-ECO - *Travaux et Innovations* - Vol. 61.
- Girault, J.-M., Nicourt, C. (2001) L'impact de deux dispositifs " d'agriculture raisonnée" sur les pratiques agricoles : une nouvelle gestion environnementale de l'espace en Seine et Marne ?, colloque: *Dynamique rurale, environnement et stratégies spatiales*, A. Berger, CNRS and Université Paul Valéry - Publications Montpellier 3, pp. 115-127.
- Giupponi, C., Eiselt, B., Ghatti, P. F. (1999) A multicriteria approach for mapping risks of agricultural pollution for water resources: The Venice Lagoon watershed case study - *Journal of Environmental Management* - Vol. 56, n° 4, pp. 259-269.
- Gnouma, R. (2006) *Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron*, Thèse de doctorat en Génie Civil, Institut national des sciences appliquées de Lyon.
- Gomez, E., Ledoux, E., Viennot, P., Mignolet, C., Benoit, M., Bornerand, C., Schott, C., Mary, B., Billen, G., Ducharne, A., Brunstein, D. (2003) Un outil de modélisation intégrée du transfert des nitrates sur un système hydrologique : application au bassin de la Seine - *La Houille Blanche* - Vol. 3, n° pp. 38-45.
- Gouraud, V., Bagliniere, J. L., Baran, P., Sabaton, C., Lim, P., Ombredane, D. (2001) Factors regulating brown trout populations in two French rivers: Application of a dynamic population model - *Regulated Rivers-Research & Management* - Vol. 17, n° 4-5, pp. 557-569.

- Gouy, V., Gril, J. J. (2001) Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, n° Spécial 2001, pp. 81-90.
- Gouy, V., Gril, J. J., Lacas, J. G., Boivin, A., Carlier, N. (2008) Contamination des eaux de surface par les pesticides et rôle des zones tampons pour en limiter le transfert : état des connaissances et conséquences pour l'action - *Ingénieries-EAT* - Vol., n° spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux, pp. 49-63.
- Govers, G., Poesen, J. (1988) Assessment of the interrill and rill contributions to total soil loss from an upland field plot - *Geomorphology* - Vol. 1, n° 4, pp. 343-354.
- Grebil, G., Novak, S., Perrin Ganier, C., Schiavon, M. (2001) La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, n° Spécial 2001, pp. 31-44.
- Griffon, M. (2010) *Pour des agricultures écologiquement intensives*. Editions de l'Aube, 144 p.
- Gril, J., Lacas, J., Réal, B., Benoit, P. (2004a) Zones tampons et limitation du transfert des produits phytosanitaires : État actuel des connaissances et premières préconisations, colloque: *Savoirs et savoirs faire sur les BV*, Chambre régionale d'agriculture de Bretagne, Rennes, pp. 139-140.
- Gril, J. J., Duvoux, B. (1991) *Maîtrise du ruissellement et de l'érosion, condition d'adaptation des méthodes américaines*. Cemagref Editions, Antony, 157 p.
- Gril, J. J., Lacas, J. G. (2004b) *Intérêt des zones tampons enherbées et boisées pour limiter le transfert diffus des produits phytosanitaires vers les milieux aquatiques - De l'état des connaissances aux recommandations pratiques*, Rapport pour le MEDD et le MAAPAR-DGFAR, 37 p.
- Grozavu, A., Kocsis, L. S., al. (Eds) (2005) *Dictionnaire multilingue et multimédia de l'Environnement et des Sciences de la Terre*. Azimuth, Iasi, 650 p.
- Guillou, M., Matheron, G. (2011) *9 milliards d'hommes à nourrir, un défi pour demain*. François Bourin Editeur, 430 p.
- Gustafson, D. I. (1989) Groundwater ubiquity scores: A simple method for assessing pesticide leachability - *Environmental Toxicology and Chemistry* - Vol. 8, n° 4, pp. 339-357.
- Hamblin, A. (1992) *How do we know when agricultural systems are sustainable?* Hamblin. Grains Research Corporation, 90 p.
- Hénin, S. (1980) *Rapport du groupe de travail activités agricoles et qualité des eaux - Tome II - sous-groupes : effluents d'élevage, produits phytosanitaires, systèmes de cultures*, Ministère de l'agriculture et ministère de l'environnement et du cadre de vie, 294 p.
- IFEN (2007) *Les pesticides dans les eaux. Bilan annuel 2005*, Rapport annuel, 24 p.
- Janssen, R., Rietveld, P. (1990) Multicriteria analysis and GIS: an application to agricultural land use in The Netherlands - *Geographical Information Systems for Urban and Regional Planning* - Vol., n° 17, pp. 129-139.
- Jarvis, S. C., Stockdale, E. A., Shepherd, M. A., Powelson, D. S. (1996) Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement - *Advances in Agronomy* - Vol. 57, n° 1, pp. 187-235.
- Jean, Y., Périgord, M. (2009) *Géographie rurale. La ruralité en France*. Armand Colin, 128 p.
- Jiang, H., Eastman, J. R. (2000) Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS - *International Journal of Geographical Information Science* - Vol. 14, n° 2, pp. 173- 184.
- Joérin, F. (1995) Méthodes multicritères d'aide à la décision et SIG pour la recherche d'un site - *Revue Internationale de Géomatique* - Vol. 5, n° 1, pp. 37-51.
- Joérin, F. (1997) *Décider sur le territoire. Proposition d'une approche par utilisation de SIG et de méthodes d'analyse multicritère*, Thèse de Doctorat en Sciences Techniques, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 220 p. (+ annexes).
- Joérin, F., Golay, F., Musy, A. (1998) GIS and Multicriteria Analysis for Land Management, colloque: *COST C4 Final Conference*.
- Joérin, F., Legay, C., Lebel, A., Cloutier, G., Chakhar, S., Rodriguez, M. (2011) Cartographie multicritère des risques urbains induits par les changements climatiques. Exemple pour le risque de contamination par l'eau potable, colloque: *74th Meeting of the european working group "Multiple- Criteria Decision Aiding"*, HEIG-VD (Haute École d'Ingénierie et de Gestion du canton de Vaud), Yverdon les Bains, pp. 17.
- Joérin, F., Musy, A. (2000) Land management with GIS and multicriteria analysis - *International transactions in Operational Research* - Vol. 7, pp. 67-78.

- JORF (2009) Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en oeuvre du Grenelle de l'environnement, Journal Officiel de la République Française, 32 p.
- Jouve, P. (2007) Périodes et ruptures dans l'évolution des savoirs agronomiques et de leur enseignement, colloque: *Histoires et Agronomies : Entre Ruptures et Durée*, P. Robin, (Ed), J. Aeschlimann, (Ed), C. Feller, (Eds) and S. Renoir, (collab), IRD, Montpellier (FRA), pp. 109-120.
- Karnatak, H. C., Saran, S., Bhatia, K., Roy, P. S. (2007) Multicriteria Spatial Decision Analysis in Web GIS Environment - *Geoinformatica* - Vol. 11, pp. 407-429.
- Keeney, D. (1989) Toward a sustainable agriculture: Need for clarification of concepts and terminology - *American Journal of Alternative Agriculture* - Vol. 4, n° 3-4, pp. 101-105.
- Keeney, R. L., Raiffa, H. (1976) *Decision with multiple objectives: preferences and value trade-offs*. John Willey & Sons, New-York, 569 p.
- King, D., Le Bissonnais, Y., Hardy, R., Eimberck, M., King, C. (1992) Combinaison spatiale d'informations pour l'évaluation des risques de ruissellement à l'échelle régionale, colloque: *Gestion de l'espace rural en Géographie et systèmes d'information géographiques*, Eds. D. Buche, D. King and S. Lardon, INRA, Paris, pp. 149-166.
- Kirchmann, H., Katterer, T., Andrén, O. (2005) Organic Farming - Is this the Way Forward? Some highlights from comparative studies colloque: *International Workshop where do fertilizers go?*, G. B. Bouraoui Faycal, Mulligan Declan, Galbiati Lorenzo European commission -JRC - Institute for Environment and Sustainability Belgrate, pp. 1-15.
- Laaribi, A. (2000) *SIG et analyse multicritère*. Hermès Sciences, Hermès Sciences Publications, Paris, 190 p.
- Labreuche, J., Estrade, J. R., Feix, I., Viloingt, T., Caboulet, D., Daouze, J.-P., Duval, R., Ganteil, A., Quere, L., Hubert, B., Jouy, L., Thevenet, G. (2009) Les techniques culturales sans labour concernent un tiers des surfaces françaises, in *Impacts environnementaux des techniques culturales sans labour en France*. Ed ARVALIS - Institut du végétal, Paris, pp. 4-9.
- Labreuche, J., Le Souder, C., Castillon, P., Ouvry, J.-F., Réal, B., Germon, J.-C., De Tourdonnet, S. (Eds) (2007) *Évaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturales Sans Labour en France*. ADEME - ARVALIS Institut du végétal - INRA - APCA - AREAS - ITB - CETIOM - IFVV, Paris, 400 p.
- Lacas, J.-G. (2005) *Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface*, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Eau dans l'environnement continental, Université de Montpellier II, Montpellier, 240 p. (+Annexes).
- Lafitte, J.-J., Cravero, G. (2010) *La généralisation des bandes enherbées le long des cours d'eau (article 52 du projet de loi Grenelle 2) : réflexion sur l'impact et la mise en oeuvre de cette disposition*, 88 p.
- Landais, E. (1998) Agriculture durable : les fondements d'un nouveau contrat social ? - *Le Courrier de l'environnement* - Vol. 33.
- Landais, E., Deffontaines, J.-P., Benoit, M. (1988) Les pratiques des agriculteurs. Point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique - *Études rurales* - Pays, Paysans, Campagnes n° 109, pp. 125-158.
- Lanquetuit, D. (1999) FERTI-MIEUX : une expérimentation sociale pour gérer les risques pour l'environnement en partageant des connaissances scientifiques - *La Houille Blanche* - Vol. 5, pp. 87-91.
- Lanquetuit, M., Sebillotte, M. (1997) *Protection de l'eau. Le guide Ferti-mieux pour évaluer les modifications des pratiques de agriculteurs*. Paris, 179 p.
- Lardon, S., Capitaine, M., Naïthlo, M., Osty, P.-L., Piveteau, V. (2005) Comprendre l'organisation spatiale des exploitations et des territoires : une recherche / formation, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 145-157.
- Lardon, S., Frouard, M., Langlet, A., Pernet, F., Triboulet, P. (1993) Différenciation des systèmes ruraux de Midi-Pyrénées, in *Changements d'échelle dans les modèles de l'environnement et de la télédétection*. Ed Groupement Scientifique de Télédétection Spatiale, Centre National de la Recherche Scientifique, Strasbourg, pp. 125-135.
- Laria, S. (1998) *Indicateurs de performance Environnementale. Document cadre Plan Bleu*, d. I. U. Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et de l'habitat du Royaume du Maroc, 18 p.
- Laubier, F. (2001) La méthode de diagnostic parcellaire du risque de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires en Bretagne : fondements et mise en oeuvre - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires: transferts, diagnostic et solutions correctives, n° spécial 2001, pp. 91-98.

- Laurent, F., Besnard, A., Kerveillant, P., Vertes, F. (2004) Azote et retournement de prairies, de nouvelles références pour la minéralisation de l'azote - *Perspectives agricoles*, Vol. 306, pp. 24-27.
- Laurent, F., Vieira Medeiros, R. (2010) Des réseaux d'agriculteurs en faveur de l'environnement en France, in *European Journal of Geography*, Cybergeog: Espace, Société, Territoire, <http://cybergeog.revues.org/23152>
- Lavie, E. (2005) *Agriculture et qualité des eaux. Des mesures de terrain au système d'information géographique. Application sur les nitrates dans les bassins-versants emboîtés de la Save (Boulouze et Montoussé) dans le Gers*, Mémoire de DEA, UFR Géographie, Université Michel Montaigne Bordeaux 3, Pessac, 126 p.
- Lavoux, T. (1997) Peut-on "normer" le développement durable ?, in *Oléagineux, Corps Gras, Lipides*, <http://www.jle.com/en/revues/medecine/met/e-docs/00/03/34/C0/article.phtml>.
- Le Bissonnais, Y., Lecomte, V., Cerdan, O. (2004) Grass strip effects on runoff and soil loss - *Agronomie* - Vol. 24, n° 3, pp. 129-136.
- Le Bissonnais, Y., Montier, C., Daroussin, J., King, D. (Eds) (1998) *Cartographie de l'aléa "Érosion des sols" en France. Collection Études et Travaux n° 18*. IFEN, INRA, Orléans, 77 p.
- Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C., Daroussin, J. (Eds) (2002) *L'érosion hydrique des sols en France* IFEN, INRA, Orléans, 106 p.
- Le Gal, P. Y. (2009) Agronomie et conception de systèmes de production innovants : concepts, démarches et outils colloque: *Symposium International "Agriculture durable en région Méditerranéenne (AGDUMED)"*, 14-16 mai 2009, Rabat, Maroc, pp. 318-328.
- Le Souder, C. (2009) Peu d'effet du travail du sol sur les transferts d'azote et la minéralisation, in *Impacts environnementaux des techniques culturales sans labour en France*. Ed ARVALIS - Institut du végétal, Paris, pp. 25-27.
- Lechevallier, C. (1992) Évolution des structures agraires et érosion en pays de Caux - *Bulletin de l'association de géographes français* - Vol. 1992-2, pp. 101-106.
- Leclercq, J.-P. (2001) Les méthodes de surclassement, Institut d'Informatique, 21 p.
- Lecomte, V. (1999) *Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant*, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Eau, École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Paris, 211 p. (+ annexes).
- Lefrançois, J. (2007) *Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste* Thèse de Doctorat en Sciences de la Terre, Université de Rennes 1, Rennes, 261 p.
- Leonard, R. A. (1990) *Movement of pesticides into surface waters*. Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling, 303-349 p.
- Lépinard, P. (2008) *Les méthodes de discrétisation dans ArcGIS 9.2*, ESRI, 45 p.
- Lescot, J.-M., Bordenave, P., Petit, K., Leccia, O., Sanchez-Perez, J.-M., Sauvage, S., Probst, J.-L. (2011) Cost-effectiveness analysis for controlling water pollution by pesticides using SWAT and bio-economical modelling, colloque: *2011 International SWAT Conference, 15-17 June, University of Castilla la Mancha, Toledo, Spain*, 51 p.
- Lim, K. J., Engel, B. A. (2003) Extension and enhancement of national agricultural pesticide risk analysis (NAPRA) WWW decision support system to include nutrients - *Computers and Electronics in Agriculture* - Vol. 38, n° 3, pp. 227-236.
- Louchart, X. (1999) *Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et du bassin versant. Etude expérimentale et éléments de modélisation*, Thèse de Doctorat en Sciences du sol, ENSAM, Montpellier, 215 p.
- Ludwig, B. (2000) Les déterminants agricoles du ruissellement et de l'érosion: de la parcelle au bassin versant - *Ingénieries-EAT* - Vol., n° 22, pp. 37-47.
- Ludwig, B., Le Bissonnais, Y., Souchère, V., Cerdan, O., Jetten, V. (2004) Intégration des pratiques agricoles dans la modélisation du ruissellement et de l'érosion des sols : les modèles LISEM et STREAM, in *Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux*. Eds P. Monestiez, S. Lardon and B. Seguin, INRA, Paris, pp. 27-41.
- MAAF (2012) *Agricultures, produisons autrement : projet agro-écologique pour la France*, Ministère en charge de l'agriculture, 16 p.
- MAAF (2012) *Bilan du plan ECOPHYTO*, Ministère en charge de l'agriculture,
- MAAPRAT (2011) *L'agriculture française en 2010. Premiers résultats du recensement agricole*, Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation de la Pêche de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, 24 p.

- MAAPRAT-MEDD (2011) *Guide pratique pour la conception de systèmes de culture plus économes en produits phytosanitaires. Application aux systèmes de polyculture*, Ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie, 116 p.
- Maby, J. (2001) Agriculture raisonnée : raisons d'espace, raisons d'acteurs, colloque: *Dynamique rurale, environnement et stratégies spatiales*, A. Berger, CNRS and Université Paul Valéry - Montpellier 3, Publications Montpellier 3, pp. 385-394.
- Macary, F., Berville, D. (2003a) *Synthèse bibliographique : bilan des connaissances sur l'érosion et les phénomènes de ruissellement*, Cemagref-Sinfotec, 28 p.
- Macary, F., Paulais, J. (2003b) Méthode d'identification de zones prédisposées aux émissions et aux transferts particuliers. Application à une zone d'élevage bovin intensif dans le bocage sud-Manche - *Ingénieries-EAT* - Vol., n° 36, pp. 3-17.
- Macary, F., Lavie, E., Lucas, G., Riglos, O. (2006) Méthode de changement d'échelle pour l'estimation du potentiel de contamination des eaux de surface par l'azote - *Ingénieries-EAT* - Vol., n° 46, pp. 35-49.
- Macary, F., Vernier, F. (2007a) Zonage de risque potentiel de transferts de pesticides à l'échelle de bassins versants : quelles méthodes pour un transfert d'échelles spatiales ?, in *Pesticides : impacts environnementaux, gestion et traitements. Troisième partie : devenir des pesticides dans l'environnement. Chapitre 3 : transferts à l'échelle des bassins versants*. Ed M. A. Oturan and J. M. Mouchel, Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, pp. 245-259.
- Macary, F., Balestrat, M., Puech, C., Saudubray, F. (2007b) Méthode d'estimation d'un risque potentiel spatialisé de la contamination des eaux de surface par les intrants agricoles à différentes échelles spatiales : application sur les coteaux de Gascogne, colloque: *SAGEO, Rencontres Internationales Géomatique et Territoire*, Eds. B.-H. Mireille, J. Thierry and L. Sylvie, Clermont Ferrand
- Macary, F., Bordenave, P., De Ville D'Avray, N. (2008a) Estimation d'un risque agroenvironnemental : la contamination des eaux de surface par les intrants agricoles. Application sur les coteaux de Gascogne, colloque: *Vulnérabilités sociétales, risques et environnement : comprendre et évaluer*, Toulouse, 14, 15, 16 mai 2008, 14 p.
- Macary, F., Gascuel-Oudou, C. (2008b) *Identification de l'origine spatiale des MES à partir d'une analyse du paysage cultivé. Application aux bassins versants des Violettes et du Moulinet. Contribution au rapport final du programme national ANR ECOGER 2005-2008, projet PAPIER*, 13 p.
- Macary, F., Dumas, X., Lavielle, O. (2009) Analysis of the robustness and the sensibility of results obtained by the ELECTRE III method according to a problem in agriculture and environment, colloque: *70th Meeting of the European Working Group MCDA September 24-25*, Moncton, New-Brunswick, 35 p.
- Macary, F., Ombredane, D., Uny, D. (2010a) A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watersheds in the low Normandy bocage (France) by ELECTRE III method coupled with a GIS - *International Journal of Multicriteria Decision Making* - Vol. 1, n° 1, pp. 25-48.
- Macary, F., Almeida Dias, J., Rui Figueira, J., Roy, B. (2010b) An application of multicriteria analysis in environmental management within a Water Development and Management Scheme in France, using Electre Tri-C and Electre III methods, with a GIS, colloque: *71th Meeting of the European Working Group MCDA, March 24-25*, Turin, 34 p.
- Macary, F., Leccia, O., Uny, D., Petit, K. (2010c) Usage de la Géomatique afin de déterminer les zones à risque agro-environnemental pour la qualité des eaux de surface, colloque: *Colloque francophone ESRI*, Versailles, 15 p.
- Macary, F., Almeida Dias, J., Uny, D., Probst, A. (2011a) Risk of water pollution in a small agricultural watershed in Gascony: assessment of the effects of environmental practices by a spatialized multicriteria modelling colloque: *73th Meeting of the European Working Group MCDA, April 14-15*, Corte, 26 p.
- Macary, F., Leccia, O., al (2011b) *AguaFlash : Rapport d'activité du GT3.2. Détermination des zones à risque potentiel de contamination des eaux de surface sur les BV du Flumen et Alérgia (Espagne) et Enxoé (Portugal)*, 40 p.
- Macary, F. (2012) Contribution à l'évaluation des bonnes pratiques environnementales sur le bassin versant expérimental d'Auradé, colloque: *30 ans d'actions scientifiques à Auradé, le 30 novembre 2012*, Association des Agriculteurs d'Auradé, 16 p.
- Macary, F., Almeida-Dias, J., Uny, D., Probst, A. (2013a) Assessment of the effects of Best Environmental Practices on reducing pesticide pollution in surface water, using multi-criteria modelling combined with a GIS - *International Journal of Multi-criteria Decision Making* – Vol. 3, n° 2-3, pp. 178-211.

- Macary, F., Leccia, O., Almeida Dias, J., Morin, S., Sanchez-Pérez, J.-M. (2013b) Agro-environmental risk evaluation by a spatialised multi-criteria modelling combined with the PIXAL method - *International Journal of Geomatics & Spatial Analysis* – Vol. 23, n°1, pp. 39-70.
- MAF (2012) Conférence Rio 2012 - La France se mobilise - Historique des conférences, Ministère français des affaires étrangères, <http://www.conference-rio2012.gouv.fr/historique-des-conferences-r2.html>.
- Makowski, D., Tichit, M., Guichard, L., Keulen, H. V., Beaudoin, N. (2009) Measuring the accuracy of agro-environmental indicators - *Journal of Environmental Management* - Vol.xxx, 8 p.
- Malcolm, I. A., Youngson, A. F., Soulsby, C. (2003) Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream: Effects of groundwater-surface water interactions - *River Research and Applications* - Vol. 19, n° 4, pp. 303-316.
- Malczewski, J. (1999) *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley and Sons, New York, 392 p.
- Malczewski, J. (2006) GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature - *International Journal of Geographical Information Science* - Vol. 20, n° 7, pp. 703-726.
- Malézieux, E., Trébuil, G., Jaeger, M. (2001) *Modélisation des agroécosystèmes et aide à la décision*. Repères, CIRAD, INRA, 448 p.
- Manche, Y. (2000) *Analyse spatiale et mise en place de systèmes d'information pour l'évaluation de la vulnérabilité des territoires de montagne face aux risques naturels*, Thèse de Doctorat en Géographie, Université Joseph Fourier - Grenoble I, 171 p.
- Mandiau, R., Grislin-Le-Strugeon, E. (1993) *Systèmes multi-agents: journée ..., Montpellier, 17 Décembre, 1993*. Programme de Recherches Coordonnées du MRT / Groupement de Recherche du CNRS / Intelligence Artificielle, Ed. Techniques Ingénieur, Montpellier.
- MAP (2008) *Plan Ecophyto 2018 de réduction des usages de pesticides 2008-2018*, Ministère de l'agriculture et de la pêche, 21 p.
- MAP (2009) *Objectif Terres 2020. Pour un nouveau modèle agricole français*, Ministère de l'agriculture et de la pêche, 45 p.
- Marceau, D. J. (1999a) The scale issue in social and natural sciences - *Canadian Journal of Remote Sensing* - Vol. 25, n° 4, pp. 347-356.
- Marceau, D. J., Hay, G., J. (1999b) Remote sensing contributions to the scale issue - *Canadian Journal of Remote Sensing* - Vol. 25, n° 4, pp. 357-366.
- Margoum, C., Gouy, V., Williams, R., Smith, J. (2001) Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, n° spécial 2001, pp. 5-13.
- Martel, J.-M. (1999) L'aide multicritère à la décision : méthodes et applications, colloque: *CORS - SCRO 1999 annual conference*, Windsor, ONTARIO, 6p.
- Martin, P., Papy, F., Souchère, V., Capillon, A. (2000) Ruissellement agricole: cerner les marges de manœuvre par une modélisation des pratiques de production - *Ingénieries-EAT* - Vol. 23, pp. 25-37.
- MATE (2001) Décret n°2001-34 du 10 janvier 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en oeuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole.(Eds Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement). JORF du 10 janvier 2001, 5 p.
- Maurizi, B., Verrel, J.-L. (2002) Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole - *Ingénieries-EAT* - Vol. 30, n° pp. 3-14.
- Maystre, L. Y., Pictet, J., Simos, J. (1994) *Méthodes multicritères ELECTRE : "description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale"*. Gérer l'environnement, Lavoisier, TEC & DOC, Paris, 323 p.
- Mazzella, N. (2009) Application du POCIS pour l'échantillonnage des herbicides dans les eaux de surface : approche quantitative avec l'utilisation d'un composé de référence et de performance, *AQUAREF*, 9 p.
- MEDDE (2012) Vocabulaire de l'environnement. Termes, expressions et définitions publiés au Journal Officiel (Eds Commission spécialisée de terminologie et de néologie dans le domaine de l'environnement). Ministère de l'Écologie, du développement Durable et de l'Énergie, Paris, 21 p.
- MEDDE (2013) Directive Nitrates : les zones vulnérables en 2013, Ministère de l'Écologie, du développement Durable et de l'Énergie, <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Directive-Nitrates-les-zones.html>.
- MEDDTL (2007a) *Le Grenelle de l'Environnement. Synthèse, rapport du groupe n°4 : adopter des modes de production et de consommation durables*, Ministère français de l'Ecologie du Développement Durable des Transports et du Logement, 167 p.

- MEDDTL (2007b) *Le Grenelle de l'Environnement. Document récapitulatif des tables rondes tenues à l'Hôtel de Roquelaure le 24, 25 et 26 octobre 2007*, Ministère français de l'Ecologie du Développement Durable des Transports et du Logement, 34 p.
- MEDDTL (2010) *Le Grenelle de l'Environnement. Loi Grenelle 2. Mode d'emploi. Ce que dit la loi*, Ministère français de l'Ecologie du Développement Durable des Transports et du Logement, 11 p.
- Mendas, A., Delali, A. (2012) Integration of MultiCriteria Decision Analysis in GIS to develop land suitability for agriculture: Application to durum wheat cultivation in the region of Mleta in Algeria - *Computers and Electronics in Agriculture* - Vol. 83, pp. 117-126.
- Merad, M. (2010) *Aide à la décision et expertise en gestion des risques*. Science du risque et du danger, Lavoisier, 257 p.
- Merad, M. M., Verdel, T., Roy, B., Kouniali, S. (2004) Use of multi-criteria decision-aids for risk zoning and management of large area subjected to mining-induced hazards - *Tunnelling and Underground Space Technology* - Vol. 19, n° 2, pp. 125-138.
- Mérot, P. (Eds) (2006) *Qualité de l'eau en milieu rural. Savoirs et pratiques dans les bassins versants*. Quae Editions, 352 p.
- Mérot, P., Gascuel-Oudou, C., Walter, C., Zhang, X., Molénat, J. (1999) The influence of hedgerow networks in bocage landscapes on surface water pathways - *Journal of Water Science* - Vol. 12, n° 1, pp. 23-44.
- Mérot, P., Reyne, S., Baudry, J. (1995) Structures linéaires boisées : environnement physique et agronomique, méthodes et perspectives d'étude des transferts, colloque: *Agriculteurs, agriculture et forêt* - INRA - ENSA RENNES, Rennes, 29 p.
- Mérot, P., Viaud, V., Grimaldi, C. (2004) Haies et qualité des eaux - *Forêt entreprise* - Vol., n° 159, pp. 30-31.
- Michelin (1995) Physionomie du pays, in *Guide Michelin: Pyrénées-Aquitaine*. Ed Michelin et Cie, Paris, pp. 16-23.
- Michelin, Y., Gauchet, S. (2000) Gérer le paysage : joindre le geste à la parole, in *Vives campagnes. le patrimoine rural, projet de société*. Ed Autrement, Paris, pp. 135-162.
- Miquel, G. (2003a) *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France - Tome I*, Rapport, Sénat - Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 195 p.
- Miquel, G. (2003b) *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France - Tome II - Annexes*, Rapport, Sénat - Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 458 p.
- Miquel, P. (2001) *La France et ses paysans. Une histoire du monde rural au XX^e siècle*. 345 p.
- Misra, A. K., Baker, J. L., Mickelson, S. K., Shang, H. (1996) Contributing area and concentration effects on herbicide removal by vegetative buffer strips - *American Society of Agricultural and Biological Engineers* - Vol. 39, n° 6, pp. 2105-2111.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, C. (2002) Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality - *Hydrological Processes* - Vol. 16, n° 2, pp. 479-492.
- Montuelle, B., Grimaldi, C., al. (2008) *Relations entre structures paysagères, transferts hydriques et flux géochimiques, état écologique des milieux aquatiques. Rapport final du programme national ANR ECOGER 2005-2008, projet PAPIER*, 1-33 p.
- Morin, S., Bottin, M., Mazzella, N., Macary, F., Delmas, F., Winterton, P., Coste, M. (2009) Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytotopixal): a case study in the Neste river system (South-West France) - *Aquatic Toxicology* - Vol. 94, n° 1, pp. 28-39.
- Mousseau, V. (1993) *Problèmes liés à l'évaluation de l'importance relative des critères en aide multicritère à la décision : Réflexions théoriques, expérimentations et implémentations informatiques*, Thèse de Doctorat, Université Paris-Dauphine, Paris, 272 p.
- Mousseau, V., Figueira, J., Naux, J.-P. (2001) Using assignment examples to infer weights for ELECTRE TRI method: Some experimental results - *European Journal of Operational Research* - Vol. 130, pp. 263-275.
- Mousseau, V., Slowinski, R., Zielnielwicz, P. (1999) *Electre TRI 2a: Methodological guide and user's documentation*.
- Mousseau, V., Slowinski, R., Zielnielwicz, P. (2000) A user-oriented implementation of the ELECTRE-TRI method integrating preference elicitation support - *Computers & Operations Research* - Vol. 27, n° pp. 757-777.
- MtaTerre (2011) Comment nourrir 9 milliards d'hommes en 2050 ?, MtaTerre, <http://www.mtaterre.fr/dossier-du-mois/archives/803/Comment-nourrir-9-milliards-d%27hommes-en-2050>.

- Nallet, H. (Eds) (2010) *L'Europe gardera-t-elle ses paysans ?* Fondation Jean Jaurès, Paris, 183 p.
- Négrel, P., Roy, S., Petelet-Giraud, E., Millot, R., Brenot, A. (2007) Long-term fluxes of dissolved and suspended matter in the Ebro River Basin (Spain) - *Journal of Hydrology* - Vol. 342, n° 3-4, pp. 249-260.
- N'Guessan, Y. M., Probst, J. L., Bur, T., Probst, A. (2009) Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? - *Science of The Total Environment* - Vol. 407, n° 8, pp. 2939-2952.
- Novotny, V. (2005) Diffuse Pollution from Agriculture in the World colloque: *International Workshop: where do fertilizers go?*, G. B. Bouraoui Faycal, Mulligan Declan, Galbiati Lorenzo European commission -JRC - Institute for Environment and Sustainability Belgrate, pp. 1-18.
- OCDE (2000) *La durabilité environnementale en agriculture. Rapport de synthèse des travaux du groupe de travail mixte du comité de l'agriculture et du comité des politiques de l'environnement*, COM/AGR/CA/ENV/EPC (2000) 50/REVI. OCDE, 40 p.
- OCDE (2008) *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990 : Section France*, Organisation pour la Coopération et le Développement Économiques, 10 p.
- OCDE (2008) *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990-Chapitre 1, Section 1.3 : Pesticides*, pp. 70-83 p.
- OECD (2008) Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries since 1990 - Vol. 4, pp. 126.
- Oehler, F., Durand, P., Bordenave, P., Saadi, Z., Salmon-Monviola, J. (2009) Modelling denitrification at the catchment scale - *Science of The Total Environment* - Vol. 407, pp. 1726-1737.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Sanchez-Pérez, J.-M. (2011) Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model - *Journal of Hydrology* - Vol. 401, pp. 145-153.
- Ouvry, J.-F. (1990) Effet des techniques culturales sur la susceptibilité des terrains à l'érosion par ruissellement concentré : Expérience du Pays de Caux (France) - *Cahiers ORSTOM, Sér. Pédol.* - Vol. XXV, n° 1-2, pp. 157-169.
- Ouvry, J.-F. (1992) L'évolution de la grande culture et l'érosion des terres dans le Pays de Caux - *Bulletin de l'association de géographes français* - Vol. 1992-2, pp. 107-113.
- Ouvry, J.-F., Le Bissonnais, Y. (2009) Cultiver sans labour réduit l'érosion au sein des parcelles, in *Impacts environnementaux des techniques culturales sans labour en France*. Ed ARVALIS - Institut du végétal, Paris, pp. 15-19.
- Paegelow, M. (1991) *Système d'information géographique et gestion de l'environnement. Application à l'étude des sols et de la pollution par les nitrates d'origine agricole en bassin-versant expérimental*, Thèse de Doctorat en Géographie et Aménagement, Toulouse Mirail, Toulouse, 155p (+ figures).
- Paegelow, M. (2004) *Géomatique et géographie de l'environnement. De l'analyse spatiale à la modélisation prospective, Tome I* Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches en Géographie et Aménagement, Toulouse le Mirail, Toulouse, 211 p.
- Paegelow, M., Camacho-Olmedo, M. T. (2005) Possibilities and limits of prospective GIS land cover modelling-a compared case study: Garrotxes (France) and Alta Alpujarra Granadina (Spain) - *International Journal of Geographical Information Science* - Vol. 19, n° 6, pp. 697-722.
- Paegelow, M., Camacho-Olmedo, M. T. (2008) *Modelling environmental dynamics: advances in geomatic solutions* Environmental science and engineering, Environmental science Springer, Berlin, 412 p.
- Paegelow, M., Villa, N., Cornez, L., Ferraty, F., Ferré, L., Sarda, P. (2004) Modélisations prospectives de l'occupation du sol. Le cas d'une montagne méditerranéenne, in *Cybergeog : European Journal of Geography*, <http://cybergeog.revues.org/index2811.html>.
- Papy, F. (1992) Effets des structures agraires sur le ruissellement et l'érosion hydrique - *Bulletin de l'association de géographes français* - Vol. 1992-2, pp. 115-125.
- Papy, F., Baudry, J. (2005) Le système de culture : différents niveaux d'organisation territoriale à distinguer et articuler, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 171-182.
- Papy, F., Poujade, C., Souchère, V. (1992) Maîtrise du ruissellement et de l'érosion sur un territoire agricole : le double découpage de l'espace, colloque: *Gestion de l'espace rural en Géographie et Systèmes d'Information Géographiques*, INRA, Paris, pp. 167-176.

- Parent, E., Boreux, J.-J., Bernier, J. (2003) Redécouvrir la théorie du risque en sciences de l'environnement - *Revue de l'ENGREF* – n° spécial Gestion des risques, n° Année 2003, pp. 18-24.
- Parker, D. C., Manson, S. M., Janssen, M. A., Hoffmann, M. J., Deadman, P. (2003) Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review - *Annals of the Association of American Geographers* - Vol. 93, n° 2, pp. 314-337.
- Parmentier, B. (2007) *Nourrir l'humanité. Les Grands Problèmes de l'agriculture mondiale au XXI^e siècle*. La Découverte, Paris, 294 p.
- Pasqualini, V., Oberti, P., Vigetta, S., Riffard, O., Panaïotis, C., Cannac, M., Ferrat, L. (2011) A GIS-Based Multicriteria Evaluation for Aiding Risk Management *Pinus pinaster* Ait. Forests: A Case Study in Corsican Island, Western Mediterranean Region - *Environmental Management* - Vol. 48, n° 1, pp. 38-56.
- Passuello, A., Cadiach, O., Perez, Y., Schuhmacher, M. (2012) A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment - *Environment International* - Vol. 38, n° 1, pp. 1-9.
- Patty, L., Réal, B., Gril, J.-J. (1997) The use of grassed buffer Strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water - *Pesticide Science* - Vol. 49, n° 3, pp. 243-251.
- Paulais, J. (2003) *Contribution à l'action structurante AQUAE (Cemagref - INRA - ENSAR) : Identification des parcelles sensibles aux transferts de particules érodées grâce à l'analyse multicritère, en zone d'élevage bovin intensif, dans le bocage sud-Manche*, DESS Espaces et milieux, Université Paris 7 Denis Diderot, 125 p.
- Payraudeau, S. (2002) *Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens*, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Eau, ENGREF, Montpellier, 436 p.
- Pelt, J. M. (2001) *La terre en héritage*. Fayard, 280 p.
- Peltier, A. (2005) *La gestion des risques naturels dans les montagnes d'Europe occidentale. Etude comparative du Valais (Suisse), de la Vallée d'Aoste (Italie) et des Hautes-Pyrénées (France)*, Thèse de Doctorat en Géographie, Université de Toulouse le Mirail, 741 p.
- Pennsylvania College of Agricultural Sciences (2006) *Toxicity of Pesticides*, Pennsylvania State University, 15 p.
- Perret, S. (2005) *Quelle agronomie pour le développement durable ? Histories, concepts, pratiques et perspectives*, Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches en Sciences Agronomiques, Ecole Polytechnique de Lorraine, Nancy, 145 p.
- Perrin, A. S., Probst, A., Probst, J.-L. (2006) Impact of nitrogen fertilizers on natural weathering processes: Evident role on CO₂ consumption, colloque: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, pp. 3105-3123.
- Perrin, A.-S., Probst, A., Probst, J.-L. (2008) Impact of nitrogenous fertilizers on carbonate dissolution in small agricultural catchments: Implications for weathering CO₂ uptake at regional and global scales - *Geochimica et Cosmochimica Acta* - Vol. 7, n° 13, pp. 3105-3123.
- Peterjohn, W. T., Correll, D. L. (1984) Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of a Riparian Forest - *Ecology* - Vol. 65, n° 5, pp. 1466-1475.
- Pinay, G. (1994) *Impact de l'aménagement des rives du fleuve Garonne sur son fonctionnement biogéochimique*, CNRS, 14 p.
- Pinay, G., Roques, L., Fabre, A. (1993) Spatial and Temporal Patterns of Denitrification in a Riparian Forest - *Journal of Applied Ecology* - Vol. 30, n° 4, pp. 581-591.
- Pisani, E., Lebiez, M., al. (2007) *Une politique mondiale pour nourrir le monde*. Springer, Paris, 115 p.
- Pochon (2006) *Les sillons de la colère : la malbouffe n'est pas une fatalité*. Editions la Découverte, Paris, 147 p.
- Pochon (2008) *Agronomes et paysans*. Editions Quae, Paris, 72 p.
- Pochon, A. (2009) *Le scandale de l'agriculture folle*. Editions du Rocher, 166 p.
- Prevost, P. (Eds) (2005) *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. L'Harmattan, Paris, 502 p.
- Probst, J. L. (1985a) Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne Basin (France) - *Journal of Hydrology* - Vol. 76, n° 3-4, pp. 281-305.
- Probst, J.-L., Tardy, Y. (1985b) Fluctuations hydroclimatiques du Bassin d'Aquitaine au cours des 70 dernières années - *Revue de Géologie Dynamique et de Géographie Physique* - Vol. 26, n° 1, pp. 59-76.
- Probst, J. L., Suchet-Amiotte, P. (1992) Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa) - *Hydrological sciences* - Vol. 37, n° 6, pp. 17.
- Prugue, M., rapporteur (2008) *Une agriculture productive soucieuse de prévenir les risques sanitaires et environnementaux*, Conseil Economique et Social, 29 p.

- Puech, C., Dartus, D., Bailly, J. (2003) Hydrologie distribuée, télédétection et problèmes d'échelle - *Société française de photographie et télédétection* - Vol. 172, n° pp. 11-21.
- Pujol, J.-L., Dron, D. (1998) *Agriculture, monde rural et environnement. Qualité oblige*, La Documentation française, 589 p.
- Putnam, D. (2002) ISO 14031: Environmental Performance Evaluation, 35 p.
- Rabhi, P. (1996) *Parole de terre. Une initiation africaine*. Espaces libres, Albin Michel, Paris, 246 p.
- Rabhi, P. (2002) *Du Sahara aux Cévennes. Itinéraire d'un homme au service de la Terre-Mère*. Espaces libres, Albin Michel, Paris, 304 p.
- Rabhi, P. (2008) *Manifeste pour la terre et l'humanisme*. Actes Sud, Paris, 142 p.
- Raju, K. S., Duckstein, L., Arondel, C. (2000) Multicriterion Analysis for Sustainable Water Resources Planning: A Case Study in Spain - *Water Resources Management* - Vol. 14, n° 6, pp. 435-456.
- Rapey, H., Fiorelli, C., Josien, E., Lardon, S., Serviere, G. (2005) Variabilité spatiale et temporelle des exploitations et usages agricoles sur un territoire : première étude de cas en auvergne et perspectives de recherche sur la multifonctionnalité de l'agriculture, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 363-382.
- Réal, B. (2004) Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux, in *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Ed E. Barriuso, INRA éditions, Paris, pp. 87-104.
- Réal, B. (2009) TCSL et Transferts de produits phytosanitaires. Des solutions pour chaque grand type de sol, in *Impacts environnementaux des techniques culturales sans labour en France*. Ed ARVALIS - Institut du végétal, Paris, pp. 32-34.
- Reckhow, K. H. (1994) Water quality simulation modeling and uncertainty analysis for risk assessment and decision making - *Ecological Modelling* - Vol. 72, n° 1-2, pp. 1-20.
- Recous, S., Nicolardot, B., Simon, J. C. (1997) Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines, in *Production végétale et qualité de l'eau*. Eds C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, F. Papy and A. Neveu, Ed. Quae, Paris, pp. 193-215.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H. G. (2007) Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review - *Science of The Total Environment* - Vol. 384, n° 1-3, pp. 1-35.
- Reshmidevi, T., Eldho, T., Jana, R. (2010) Knowledge-Based Model for Supplementary Irrigation Assessment in Agricultural Watersheds - *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* - Vol. 136, n° 6, pp. 376-382.
- Revel, J. C., Guiresse, M. (1995) Erosion due to cultivation of calcareous clay soils on the hillsides of south west France. I. Effect of former farming practices - *Soil and Tillage Research* - Vol. 35, n° 3, pp. 147-155.
- Riitters, K. H. (2005) Downscaling indicators of forest habitat structure from national assessments - *Ecological Indicators* - Vol. 5, n° 4, pp. 273-279.
- Riley, J. (2001a) Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 87, n° 2, pp. 121-128.
- Riley, J. (2001b) Multidisciplinary indicators of impact and change: Key issues for identification and summary - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 87, n° 2, pp. 245-259.
- Rivière, J.-L. (2001) Ecotoxicologie et toxicologie des produits phytosanitaires. De l'obligation réglementaire à la protection des milieux - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives, n° spécial 2001, pp. 23-27.
- Roche, V. (2000) *Impacts de l'incertitude et de l'ambiguïté sur la pratique des SIRS : Exploration à l'aide d'études de cas en assainissement industriel*, Thèse de Doctorat en Sciences et Techniques du Déchet (ENSM St Etienne) et en Aménagement (Montréal), St Etienne et Montréal (Canada).
- Roubeix, V., Mazzella, N., Mechin, B., Coste, M., Delmas, F. (2011a) Impact of the herbicide metolachlor on river periphytic diatoms: Experimental comparison of descriptors at different biological organization levels - *International Journal of Limnology* - Vol. 47, pp. 239-249.
- Roubeix, V., Mazzella, N., Schouler, L., Fauvelle, V., Morin, S., Coste, M., Delmas, F., Margoum, C. (2011b) Variations of periphytic diatom sensitivity to the herbicide diuron and relation to species distribution in a contamination gradient: implications for biomonitoring - *Journal of Environmental Monitoring* - Vol. 13, n° 6, pp. 1768-1774.

- Roussary, A. (2010) *Vers une recomposition de la gouvernance de la qualité de l'eau potable en France. De la conformité sanitaire à l'exigence de qualité environnementale*, Thèse de Doctorat en Sociologie, Toulouse, 540 p.
- Roy, B. (1968) Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode Electre) - *Revue française d'automatique, d'informatique et de recherche opérationnelle* - Vol. 2, n° 8, pp. 57-75.
- Roy, B. (1978) Electre III: un algorithme de classements fondé sur une représentation floue en présence de critères multiples - *Cahier du CERO* - Vol. 20, pp. 3-24.
- Roy, B. (1985) *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*. Multicriteria methodology for decision aiding, Economica, Paris, 424 p.
- Roy, B. (1990) The outranking approach and the foundations of ELECTRE methods, in *Readings in Multiple Criteria Decision Aid*. Ed C. A. Bana e Costa, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 155-183.
- Roy, B. (1991) The outranking approach and the foundations of Electre methods - *Theory and Decision* - Vol. 31, n° 1, pp. 49-73.
- Roy, B., Bouyssou, D. (1993) *Aide multicritère à la décision: Méthodes et cas*. Paris, 695 p.
- Roy, B. (2001) Pourquoi et comment des critères multiples en recherche opérationnelle ?, colloque: 3èmes Journées Franciliennes de Recherche Opérationnelle (JFRO 2001), LAMSADE, Paris, pp. .
- Roy, B. (2010a) Two conceptions of decision aiding - *International Journal of Multicriteria Decision Making* - Vol. 1, n° 1, pp. 74-79.
- Roy, B. (2010b) Comment attribuer une valeur aux paramètres qui ont pour objet de différencier le rôle que doivent jouer différents critères dans un modèle de préférences globales ?, European Working Group "Multicriteria Aid for Decisions", Paris, 11 p.
- Rumeau, A., Coste, M. (1988) Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique - *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* - Vol. 309, n° pp. 1-69.
- Saaty, T. L. (1990) How To Make A Decision: The Analytic Hierarchy Process - *European Journal of Operational Research* - Vol. 48, pp. 9-26.
- Salles, D. (2006) *Les défis de l'environnement. Démocratie et efficacité*. Collection Ecologie & Politique, Editions Syllepse, Paris, 250 p.
- Salles, D., Zelem, M.-C., Busca, D., Gendre, C. (1999) *Les stratégies des agriculteurs face aux dispositifs de gestion de l'eau*. CERTOP-CNRS, Paris, 103 p.
- Salomon, J.-N. (2003) *Danger pollutions !* Collection "Scieteren", Presses Universitaires de Bordeaux, 175 p.
- Sanchez-Pérez, J.-M., Antigüedad, I., Arrate, I., García-Linares, C., Morell, I. (2003) The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study - *Science of The Total Environment* - Vol. 317, n° 1-3, pp. 173-187.
- Sanders, L. (Eds) (2001) *Modèles en analyse spatiale*. Hermès Lavoisier, Paris, 333 p.
- Sauvant, D. (2003) Principes généraux de modélisation systémique, INRA, 11 p.
- Schärlig, A. (1985) *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 304 p.
- Schärlig, A. (1996) *Pratiquer Electre et Prométhée. Un complément à Décider sur plusieurs critères*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 176 p.
- Schlosser, I. J., Karr, J. R. (1981) Riparian Vegetation and Channel Morphology Impact on Spatial Patterns of Water Quality in Agricultural Watersheds - *Environmental Management* - Vol. 5, n° 3, pp. 233-243.
- Schmitt, T. J., Dosskey, M. G., Hoagland, K. D. (1999) Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants - *Journal of Environmental Quality* - Vol. 28, n° pp. 1479-1489.
- Schröder, J. J., Scholefield, D., Cabral, F., Hofman, G. (2004) The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation - *Environmental Science & Policy* - Vol. 7, n° 1, pp. 15-23.
- Sebillotte, M. (1974) Agronomie et agriculture, essai d'analyse des tâches de l'agronome - *Cahiers de l'Orstom, série biologie* - Vol. 24, pp. 3-25.
- Sebillotte, M. (1978) Itinéraires techniques et évolution de la pensée agronomique - *Compte rendus de l'Académie d'Agriculture de France* - Vol. 11, pp. 906-913.
- Sebillotte, M. (1990a) Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes, in *Un point sur les systèmes de culture*. Ed L. Combe and D. Picard, INRA, Paris, pp. 165-196.
- Sebillotte, M. (1992) Pratiques agricoles et fertilité du milieu - *Économie rurale* - Vol., n° 208-209, pp. 117-124.

- Sebillotte, J. (1994) Qualité de l'environnement et pollution azotée de l'eau. Quelles procédures pour le développement agricole ? , in *Études et Recherches des Systèmes Agraires et Développement*. Ed INRA, INRA, Paris, pp. 277-285.
- Sebillotte, M. (1999) Agriculture et risque de pollution diffuse par les produits phytosanitaires- Les voies de prévention et les apports de l'expérience Ferti-Mieux-*Le courrier de l'Environnement de l'INRA*- Vol.37, 10 p.
- Sebillotte, M. (2005) Agronomes et territoires. Les trois métiers des agronomes, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 479-497.
- Sebillotte, M., Meynard, J. M. (1990b) Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées, colloque: *Nitrates-Agriculture-Eau. International Symposium*, R. Calvet, INRA Editions, Paris, France, pp. 289-312.
- Seguin, B. (2005) Changement climatique, gestion des ressources et territoires, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 35-47.
- Self, J. R., Waskom, R. M. (2008) Nitrates in Drinking Water, in *Fact sheet N° 0517*, Vol. Crop Series, Colorado State University, 3 p.
- Senet, S. (2012a) Algues vertes: Paris épinglé par Bruxelles in *Newsletter du JDLE du 16 février 2012*, Journal de l'environnement, <http://www.journaldelenvironnement.net/article/algues-vertes-paris-epingle-par-Bruxelles>, 27599.
- Senet, S. (2012b) Pollution aux nitrates : la France n'échappe pas à l'Europe, in *Newsletter du JDLE du 27 février 2012*, Journal de l'environnement, <http://www.journaldelenvironnement.net/article/pollution-aux-nitrates-la-france-n-echappe-pas-a-l-europe>, 27758.
- Senet, S. (2012c) Pollution par les nitrates : la balle aux préfets, in *Newsletter du JDLE du 11 mai 2012*, Journal de l'environnement, <http://www.journaldelenvironnement.net/article/pollution-par-les-nitrates-la-balle-aux-prefets>, 28964.
- Shannon, C. E., Weaver, W. (1949) *The mathematical theory of communication*. Press, Urbana USA, Univ. Illinois
- Shen, Z. Y., Gong, Y. W., Li, Y. H., Hong, Q., Xu, L., Liu, R. M. (2009) A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area - *Agricultural Water Management* - Vol. 96, n° 10, pp. 1435-1442.
- Sieber, S., Pannell, D., Müller, K., Holm-Müller, K., Kreins, P., Gutsche, V. (2010) Modelling pesticide risk: A marginal cost-benefit analysis of an environmental buffer-zone programme - *Land Use Policy* - Vol. 27, n° 2, pp. 653-661.
- Simos, J. (1990) *Évaluer l'impact sur l'environnement : "Une approche originale par l'analyse multicritère et la négociation"*. META, Presses polytechniques et universitaires Romandes, Lausanne, 261 p.
- Šimůnek, J., Šejna, M., van Genuchten, M. T. (1999) The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, in *International Groundwater Modeling Center*, Vol. Colorado School of Mines, Golden.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. T., Šejna, M. (2008) Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher - *Vadose Zone J.* - Vol. 7, n° 2, pp. 587-600.
- Sobrie, O., Pirlot, M. (2012) Implementation of ELECTRE TRI in an open source GIS, in *EWG-MCDA*, European Working Group "multiple Criteria Decision Aiding", <http://www.cs.put.poznan.pl/ewgmcda>
- Solagro (1999) *Le diagnostic agri-environnemental*. SAREC (société agricole et rurale d'édition et de communication), Paris, 167 p.
- Soltner, D. (1975) *Les bases de la production végétale. Tome I : le sol*. Collection Sciences et Techniques Agricoles, Angers, 448 p.
- Soltner, D. (2001) *Bandes enherbées et autres dispositifs bocagers pour garder les sols et filtrer l'eau, pour héberger la faune sauvage, pour maintenir les paysages*. Sciences et Techniques Agricoles, Angers, 23 p.
- Souchère, V. (1995) *Modélisation spatiale du ruissellement à des fins d'aménagement contre l'érosion de talweg. Application à des petits bassins versants en Pays de Caux*, Thèse de Doctorat de l'INA-PG, INA-PG, Paris, 200 p. (+ annexes).
- Souchère, V., Millair, L., Echeverria, J., Bousquet, F., Le Page, C., Etienne, M. (2010) Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale - *Environmental Modelling & Software* - Vol. 25, n°11, pp. 1359-1370.

- Soulard, C. T. (2005) Les agriculteurs et la pollution des eaux. Proposition d'une géographie des pratiques - *Nature Sciences Sociétés* - Vol. 13, n° 2, pp. 154-164.
- Soulard, C. T., Morlon, P., Chevignard, N. (2005) Le schéma d'organisation territoriale de l'exploitation agricole. Un outil dans l'étude des relations agriculture-environnement, in *Agronomes et territoires. Deuxième édition des Entretiens du Pradel*. Ed P. Prevost, L'Harmattan, Paris, pp. 395-417.
- Soulas, G. (2002) Phénomènes de dégradation, in *Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement*. Ed ÉCRIN, Association ÉCRIN (Échange et Coordination Recherche - Industrie), Paris, pp. 41-54.
- Soumagnat, D. (1981) *Nitrates et environnement. Origine et lessivage des nitrates dans les sols de Beauce*, Chambre d'Agriculture du Loiret, 64 p.
- Srinivasan, R., Arnold, J. G. (1994) Integration of a basin-scale water quality model with GIS - *Water Resources Bulletin* - Vol. 30, n° 3, pp. 453-462.
- Stein, A., Riley, J., Halberg, N. (2001a) Issues of scale for environmental indicators - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 87, n° 2, pp. 215-232.
- Sumathi, V. R., Natesan, U., Sarkar, C. (2008) GIS-based approach for optimized siting of municipal solid waste landfill - *Waste Management* - Vol. 28, n° 11, pp. 2146-2160.
- Surgan, M., Condon, M., Cox, C. (2010) Pesticide Risk Indicators: Unidentified Inert Ingredients Compromise Their Integrity and Utility - *Environmental Management* - Vol. 45, n° 4, pp. 834-841.
- Taghavi, L. (2010) *Dynamique de transfert des pesticides en périodes de crue sur les bassins versants agricoles gascons*, Thèse de Doctorat en Hydrologie, Hydrochimie, Sol, Environnement, Université de Toulouse - INPT-ENSAT, Toulouse, 205 p. (+ annexes).
- Taghavi, L., Merlina, G., Probst, J. L. (2011) The role of storm flows in concentration of pesticides associated with particulate and dissolved fractions as a threat to aquatic ecosystems - Case study: the agricultural watershed of Save river (Southwest of France) - *Knowledge and management of aquatic ecosystems* - Vol. 400, n° 6, pp. 1-11.
- Taghavi, L., Probst, J.-L., Merlina, G., Marchand, A.-L., Durbe, G., Probst, A. (2010) Flood event impact on pesticide transfer in a small agricultural catchment (Montoussé at Auradé, south west France) - *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* - Vol. 90, n° 3-6, pp. 390-405.
- Tellier, F. (2000) *Occupation des sols et paysages des bassins-versants de la baie du Mont Saint Michel. Nouvelles approches pour l'évaluation des risques érosifs*, 76 p.
- Thorette, J., Le Bissonnais, Y. (2005) L'érosion des sols, un phénomène à surveiller, Vol. 106 IFEN, 4 p.
- Tiwari, D. N., Loof, R., Paudyal, G. N. (1999) Environmental-economic decision-making in lowland irrigated agriculture using multi-criteria analysis techniques - *Agricultural Systems* - Vol. 60, n° 2, pp. 99-112.
- Tong, S. T. Y., Chen, W. (2002) Modeling the relationship between land use and surface water quality - *Journal of Environmental Management* - Vol. 66, n° pp. 377-393.
- Tuppad, P., Kannan, N., Srinivasan, R., Rossi, C. G., Arnold, J. G. (2010) Simulation of Agricultural Management Alternatives for Watershed Protection - *Water Resources Management* - Vol. 24, n° 12, pp. 3115-3144.
- Turgie, J. P. (1997) *Usage des zones humides dans les exploitations agricoles: cas de deux bassins versants du département de la Manche*, Mémoire d'Ingénieur des Techniques Agricoles, ENITAB, Bordeaux, 28 p.
- Turpin, N., Bouraoui, F., Tranvoiz, M. (1999) Pratiques agricoles et qualité de l'eau dans un petit bassin d'élevage intensif : une expérience pilote réalisée dans le cadre du contrat de baie "Rade de Brest" - *Ingénieries - E A T* - Vol., n° 19, pp. 19-29.
- Turpin, N., Vernier, F., Joncour, F. (1997) Transfert des nutriments des sols vers les eaux - influence des pratiques agricoles - *Ingénieries-EAT* - Vol. 11, n° pp. 3-16.
- UE (2006) Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques (REACH) ainsi que les restrictions applicables à ces substances et instituant une agence européenne des produits chimiques, Journal officiel de l'Union européenne du 30 décembre 2006, 849 p.
- UIPP (2011) *Rapport d'activité 2010-2011*, Union des Industries de la Protection des Plantes, 32 p.
- UIPP (2012) *Rapport d'activité 2011-2012*, Union des Industries de la Protection des Plantes, 43 p.
- Union Européenne (2009a) Règlement n° 1107/2009 du 21/10/09 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil, JOUE n° L 309 du 24 novembre 2009, 75 p.

- Union Européenne (2009b) Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 octobre 2009, instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, Vol. L30915.
- Vallée, D., Zielniewicz, P. (1994) Electre III-IV, version 3.x, aspects méthodologiques - *Cahiers du LAMSADE* - Vol. 85, n° tome 1, pp. 52.
- Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Biielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Cidat, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., Peeters, A. (2007) SAFE-A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 120, n° 2-4, pp. 229-242.
- Van der Werf, H. M. G. (1996) Assessing the impact of pesticides on the environment - *Agriculture, Ecosystems & Environment* - Vol. 60, n° 2-3, pp. 81-96.
- Vazquez-Amabile, G., Engel, B. A. (2008) AGIRISK-swat: A decision support system to compute hydrologic and nps pollution risk analysis in agricultural watersheds, colloque: *American Society of Agricultural and Biological Engineers - Conference on 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment 2008*, Concepcion, pp. 462-470.
- Vernier, F., Beuffe, H., Mestelan, G. (1999) Impact de l'occupation du sol sur la qualité des eaux de l'écosystème sableux landais, colloque: *Paysages agraires et environnement : principes écologiques de gestion en Europe et au Canada*, Warwick, 22-24 octobre 1997, CNRS, Paris, pp. 311-322.
- Vilain, L., et al. (2008) *La méthode IDEA : Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles. Guide d'utilisation. Troisième édition*. Approches, Educagri éditions, Dijon, 185 p.
- Vincke, P. (1989) *L'Aide Multicritère à la Décision*. Université de Bruxelles, Bruxelles.
- Volk, M., Möller, M., Wurbs, D. (2010) A pragmatic approach for soil erosion risk assessment within policy hierarchies - *Land Use Policy* - Vol. 27, n° 4, pp. 997-1009.
- Voltz, M., Louchart, X. (2001) Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface - *Ingénieries-EAT* - Vol. Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives, n° spécial 2001, pp. 5-13.
- Wang, P., Keller, A. (2009) AgInput: An Agricultural Nutrient and Pesticide Source Model - *Environmental Modeling & Assessment* - Vol. 14, n° 3, pp. 391-403.
- WeiB, G. (1999) *Multi-agent Systems: A Modern Approach to Distributed Artificial Intelligence*. MIT Press, 619 p.
- Wesseling, J. G., Feddes, R. A. (2006) Assessing crop water productivity from field to regional scale - *Agricultural Water Management* - Vol. 86, n° 1-2, pp. 30-39.
- Weyerbrock, S. (1998) Reform of the European Union's Common Agricultural Policy: How to reach GATT-compatibility? - *European Economic Review* - Vol. 42, n° pp. 375-411.
- Willett, K., Zhang, T., McTernan, W., Sharda, R., Rossman, E. (1997) Regulation of pesticide discharge into surface and groundwater under uncertainty: A model for environmental risk-profitability tradeoffs and policy selection - *Environmental Modeling & Assessment* - Vol. 2, n° 3, pp. 211-220.
- Williams, J. R. (1990) The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) Model: A Case History - *Philosophical Transactions: Biological Sciences* - Vol. 329, n° 1255, pp. 421-428.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978) *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*, United States Department of Agriculture, 67 p.
- Wohlfahrt, J., Colin, F., Assaghir, Z., Bockstaller, C. (2010) Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning - *Ecological Indicators* - Vol. 10, n° 4, pp. 826-839.
- Wood, E. F., Sivapalan, M., Beven, K., Band, L. (1988) Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling - *Journal of Hydrology* - Vol. 102, n° 1-4, pp. 29-47.
- Wood, P. J., Armitage, P. D. (1997) Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment - *Environmental Management* - Vol. 21, n° 2, pp. 203-217.
- Xinhao, W., Yin, Z.-Y. (1997) Using GIS to assess the relationship between land use and water quality at a watershed level - *Environment International* - Vol. 23, n° 1, pp. 103-114.
- Young, S., Balluz, L., Malilay, J. (2004) Natural and technologic hazardous material releases during and after natural disasters: A review - *Science of The Total Environment* - Vol. 322, n° 1-3, pp. 3-20.
- Zahm, F. (2003) Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires - *Ingénieries-EAT* - n° 33, pp. 13-34.

- Zahm, F. (2011) *De l'évaluation de la performance globale d'une exploitation agricole à l'évaluation de la politique agro-environnementale de la politique agricole commune. Une approche par les indicateurs agro-environnementaux*, Thèse de Doctorat en économie de l'agriculture et des ressources, Institut Supérieur des Sciences Agronomiques, Agroalimentaires, horticoles et du paysage, Rennes, 600 p.
- Zahm, S. H., Ward, M. H., Blair, A. (1997) Pesticides and cancer - *Occupational medicine (Philadelphia, Pa.)* - Vol. 12, n° 2, pp. 269-289.

Annexes

Introduction générale

Annexe 1. Évolution des classes de qualité des eaux de surface suivant la teneur en nitrates en France, de 1990 à 2007

Annexe 2. Ventes de produits phytosanitaires en *France*, de 1998 à 2011

Chapitre 1. Etat des connaissances

Annexe 3. Grilles d'interprétation de la qualité de l'eau vis-à-vis des pesticides pour les eaux de surface et les eaux souterraines

Annexe 4. Le cycle de l'azote dans les systèmes agricoles

Annexe 5. Principales familles et usages des substances actives phytosanitaires

Annexe 6. Principales voies de transformation et de transfert des PPh à l'échelle parcellaire

Annexe 7. Carte du risque d'érosion hydrique en *France*

Annexe 8. Principaux outils d'évaluation de la performance environnementale en agriculture

Annexe 9. Une représentation simplifiée de l'approche Forces motrices-Pression-État-Réponse, dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles

Annexe 10. Organisation de l'information dans les indicateurs

Annexe 11. Représentation schématique de la classification des modèles hydrologiques

Annexe 12. Typologie des Systèmes d'Information à Référence Spatiale

Annexe 13. Typologie des approches opérationnelles et des méthodes d'analyse multicritère d'aide à la décision

Chapitre 2. Questions de recherche. Organisation générale. Sites d'études

Annexe 14. Cartes des pentes des *BV des Violettes* et du *Moulinet*

Annexe 15. Répartition de l'occupation du sol et des surfaces moyennes de parcelles par nature de culture sur les deux BV normands

Annexe 16. Carte d'occupation des sols des *BV des Violettes* et du *Moulinet* en 2008

Annexe 17. Zones d'altération des berges sur les ruisseaux *des Violettes* et du *Moulinet* en 2003 avant leur aménagement (2007-2009)

Annexe 18. Parcellaire et éléments paysagers sur *les BV des Violettes* et du *Moulinet* en 2008

Annexe 19. Carte topographique du *BV de la Save*

Annexe 20. Carte des principaux types de sols sur le *BV de la Save*

Annexe 21. Carte du réseau hydrographique du *BV de la Save*

Annexe 22. Assolements, fertilisation N et rendements sur le territoire de l'A.A. Auradé

Annexe 23. Plans d'action territoriaux sur le Bassin Adour-Garonne

Annexe 24. Territoire du PAT "Boulouze-Save" et points de mesures de la qualité des eaux

Chapitre 3. Evaluation environnementale sur des petits BV

Annexe 25. Mise en œuvre de l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles au niveau parcellaire par l'analyse et la modélisation multicritère (AMCD).

Annexe 26. Slope classes in *Auradé* Watershed

Annexe 27. Illustration of the combination Pu.Su of homogeneous slopes Pu with their calculated surface Su, in each farming parcel

Annexe 28. *Auradé* Watershed: all categories of soils types

Annexe 29. Hydrographical network in *Auradé* Watershed

Annexe 30. *Auradé*, 2010: performances of the agricultural parcels by criterion

Annexe 31. Sensitivity and robustness: table of the weighting tests results

Annexe 32. Sensitivity and robustness: table of the credibility level index tests results

Chapitre 5. Discussion générale

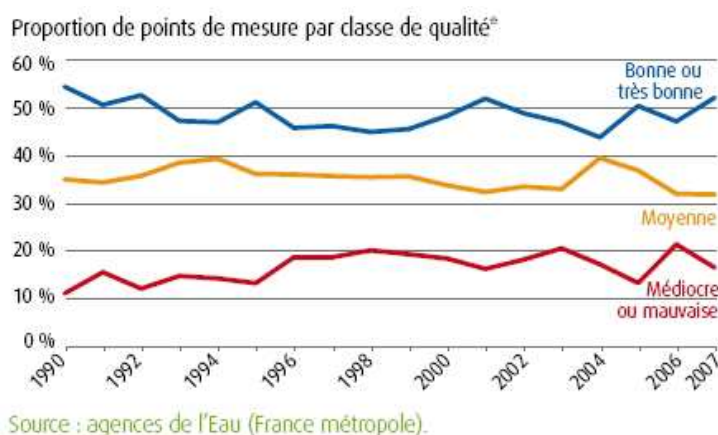
Annexe 33. Évolution entre 2006 et 2008 des rangs du risque de transfert de particules pour chaque parcelle sur le *BV du Moulinet*

Annexe 34. Algorithme de l'analyse de sensibilité pour le modèle ELECTRE III

Annexe 35. Analyses de la robustesse des critères sous ELECTRE III pour le traitement sur le *BV des Violettes*, en 2008

Annexe 36. Échantillonneur passif "POCIS".

Annexe 1. Evolution des classes de qualité des eaux de surface suivant la teneur en nitrates en France, de 1990 à 2007

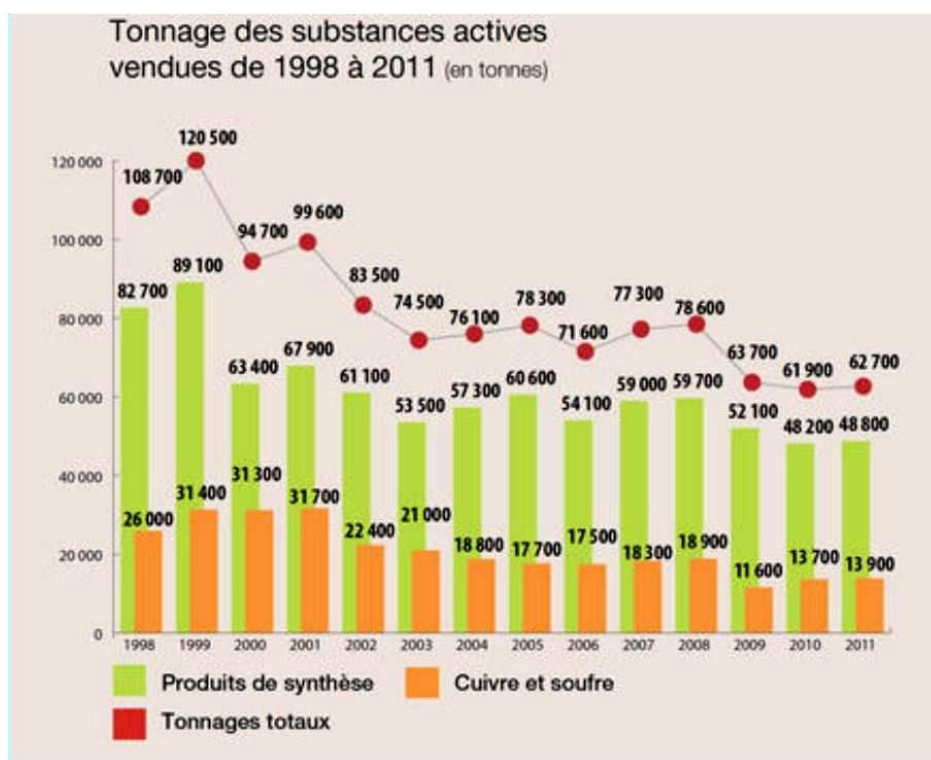


Les nitrates proviennent de l'utilisation des engrais en agriculture et dans une moindre mesure des rejets des stations d'épuration. Après deux décennies de détérioration, la qualité des cours d'eau vis-à-vis des nitrates est relativement stable depuis 1990. La moitié environ des points de mesure est classée en bonne ou très bonne qualité. La proportion des points en médiocre et mauvaise qualité oscille autour de 17 %.

* Classes de qualité en mg/l de NO_3 : très bonne (< 2), bonne (entre 2 et 10), moyenne (entre 10 et 25), médiocre (entre 25 et 50), mauvaise (> 50).

D'après CGDD (2009)

Annexe 2. Ventes de produits phytosanitaires en France de 1998 à 2011



D'après UIPP (2012)

Annexe 3. Grilles d'interprétation de la qualité de l'eau vis-à-vis des pesticides pour les eaux de surface et les eaux souterraines

La qualité des eaux vis-à-vis des pesticides est évaluée selon trois grilles suivant qu'il s'agisse d'eaux superficielles ou d'eaux souterraines et d'évaluer la qualité globale ou l'aptitude à la production d'eau potable. Le tableau ci-dessous décrit les correspondances entre les différentes grilles.

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

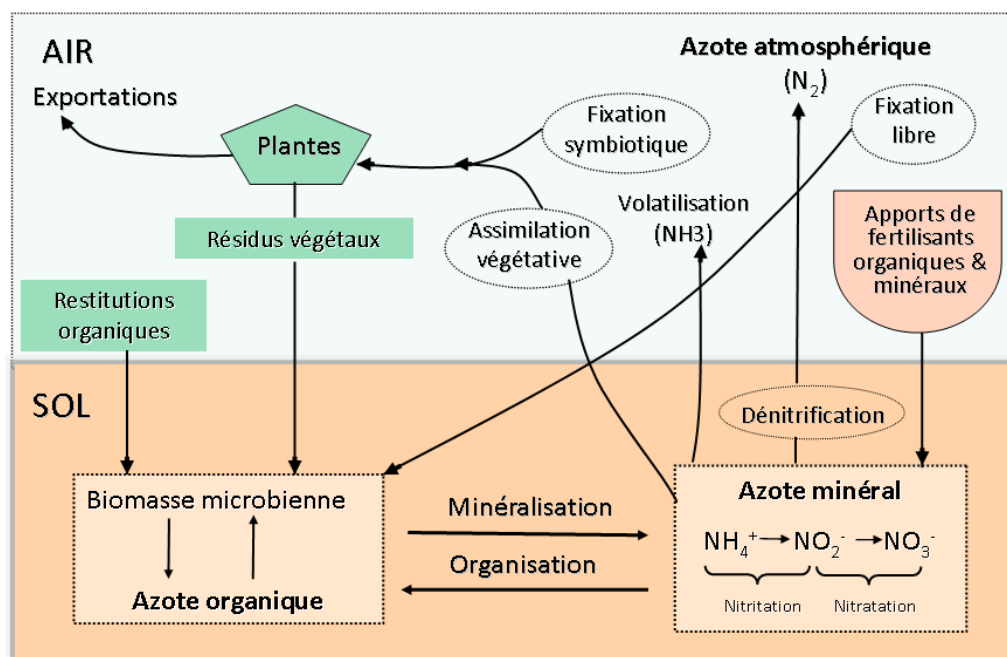
		0,01 µg/l	0,05 µg/l	0,1 µg/l	0,7 µg/l	1,4 µg/l	2 µg/l
Eaux superficielles	Qualité globale	Excepté pour 39 substances qui ont une limite plus basse, la limite de la classe bleu - vert est de 0,1 µg/l (0,5 µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la vie des organismes aquatiques et la production d'eau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

Codes couleurs des classes SEQ-Eau

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

D'après Agence de l'Eau Adour Garonne (2004)

Annexe 4. Le cycle de l'azote dans les systèmes agricoles



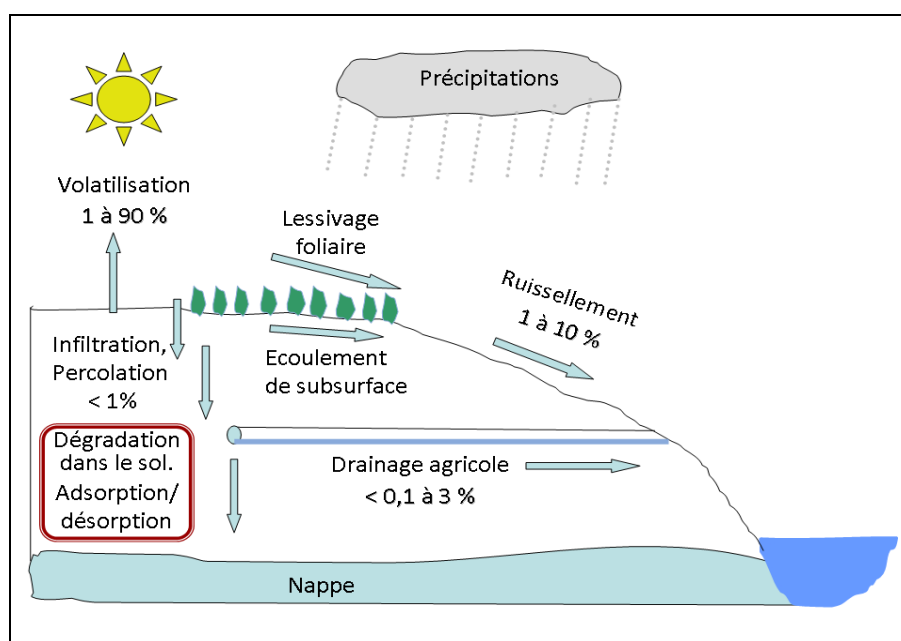
Modifié d'après Recous et al. (1997)

Annexe 5. Principales familles et usages des substances actives phytosanitaires

	Herbicides	Insecticides	Fongicides	Autres
Carbamates	❖	❖	❖	❖
Chloro-acétanilides	❖			
Cuivre inorganique			❖	
Cyclodiènes organochlorés		❖		
Diazines	❖			
Dicarboximides			❖	
Dinitroanilines	❖			
Dithiocarbamates			❖	❖
Huiles minérales		❖		
Hydroxybenzonnitriles	❖			
Morpholines			❖	
Organochlorés		❖		
Organophosphorés		❖		❖
Oxime-carbamates		❖		
Phosphates d'éthyle			❖	
Pyréthrinoïdes		❖		
Soufre inorganique		❖	❖	
Thiocarbamates	❖			
Triazines	❖			
(Organoazotés)				
Triazinomes	❖			
Urées	❖		❖	

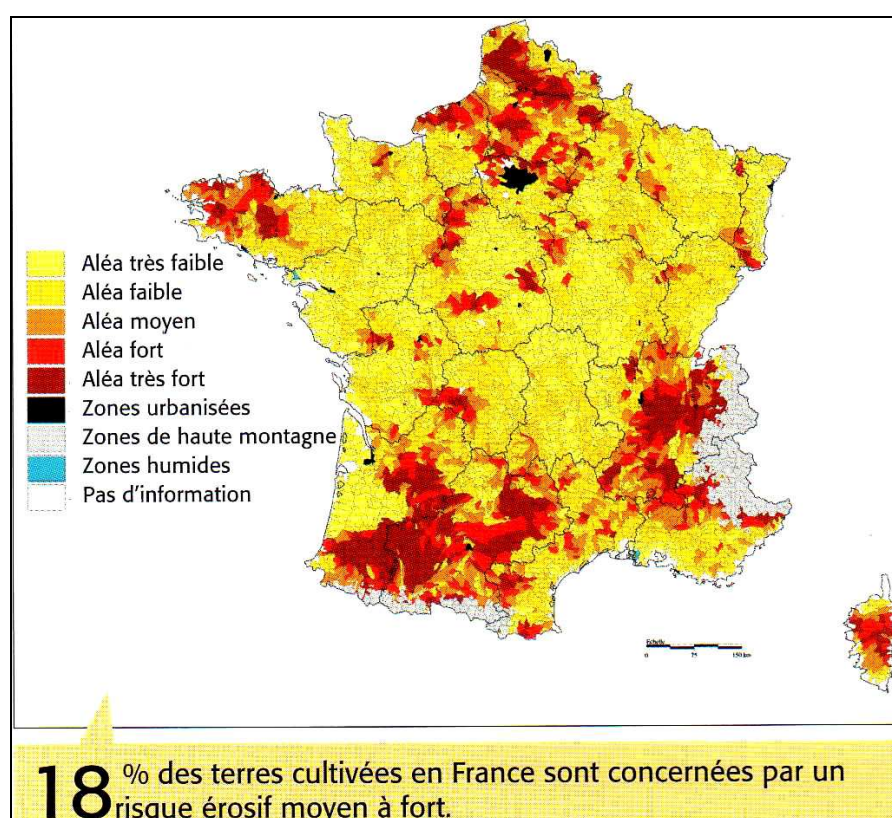
D'après Agence de l'Eau Seine-Normandie (2008)

Annexe 6. Principales voies de transformation et de transfert des PPh à l'échelle parcellaire



Modifié d'après Voltz et Louchart (2001)

Annexe 7. Carte du risque d'érosion hydrique en France



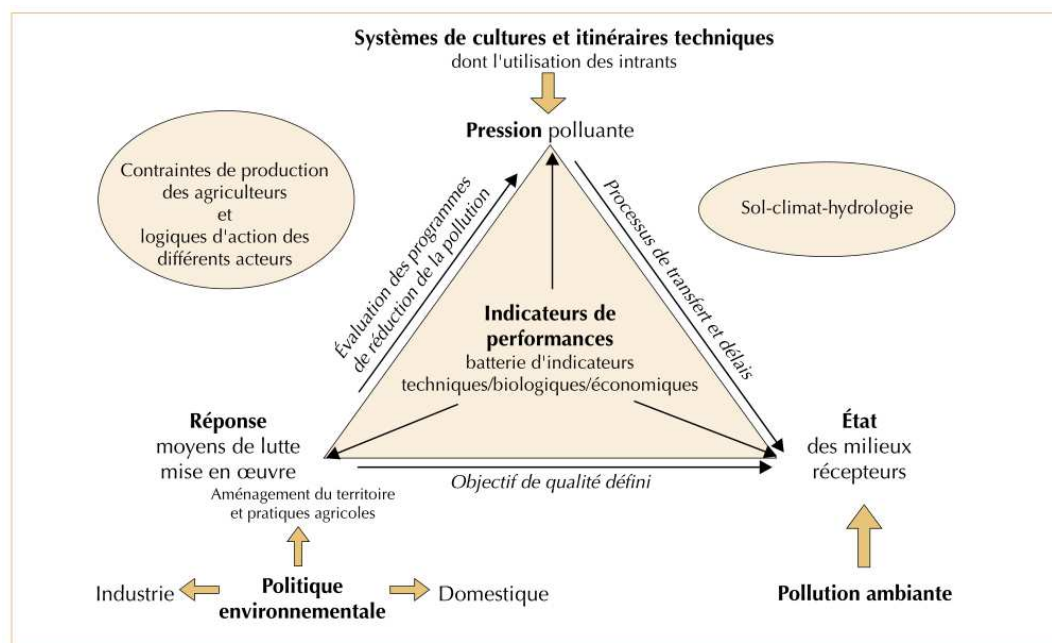
D'après Le Bissonnais (2002)

Annexe 8. Principaux outils d'évaluation de la performance environnementale en agriculture

Types d'outils et approches	Objectifs et brève description technique	Échelle	Opérationnalité
Audit environnemental	Processus de vérification réalisée par un tiers extérieur "pour déterminer dans quelles mesures les critères d'audit sont satisfaits" (ISO 19011). Les critères peuvent être le respect d'un SME, de performances environnementales, de conformité, de conditions de production, de produits, etc.	Parcelle /Exploitation	Forte
Système de Management Environnemental	Composante du système de management d'une exploitation agricole pour développer et mettre en œuvre sa politique environnementale et gérer ses aspects environnementaux (ISO 14001).	Exploitation	Forte
Comptabilité environnementale	Traduire dans les éléments financiers (bilan et compte de résultats) la détérioration ou l'amélioration des ressources naturelles de l'environnement. Elle propose la notion de valeur ajoutée négative qui correspond à la valeur monétaire de la consommation de patrimoine naturel.	Exploitation	Aucune
Analyse de cycle de vie (ACV) / bilan carbone	Évaluation des impacts environnementaux d'un produit, d'un processus ou d'une activité tout au long de son cycle de vie (de sa fabrication à son élimination finale) en deux phases : l'évaluation des impacts et évaluation des dommages lorsque les impacts sont groupés par classes d'effets analogues. Le bilan carbone mobilise la technique de l'ACV tout en ne s'intéressant qu'aux émissions de gaz à effet de serre.	Produit (céréales, viande, etc..) ou filières	Faible
Indicateurs agro-environnementaux	Variables indicatrices issues de différentes méthodes de calcul et d'agrégation pour rendre compte de la performance environnementale des pratiques agricoles aux différents niveaux d'organisation des activités agricoles (itinéraire technique, système de culture, système d'élevage, système de production) et aux différentes échelles spatiales (parcelle, exploitation, territoire, pays).	Parcelle, Exploitation, Bassin versant Territoire	Forte
Modélisation spatiale des risques	Élaboration d'une cartographie du risque environnemental sur un territoire suivant les usages du sol, des pratiques agricoles de la nature du sol et différents facteurs de la vulnérabilité des masses d'eau.	Bassin versant, Territoire	Forte
Modélisation agro-hydrologique	Les modèles agro-hydrologiques permettent d'estimer les flux de polluants à partir du calcul dynamique de flux de matières entre différents compartiments du sol et de la nappe. Ils intègrent la dynamique temporelle des processus. Ils permettent de tester la réponse environnementale du système évalué à des scénarii climatiques ou à des changements de pratiques agricoles.	Parcelle, Bassin versant, Territoire	Faible /Moyenne
Analyse et Modélisation multicritère	Prise en compte de critères de nature quantitative et qualitative à l'échelle de la parcelle pour une analyse et modélisation des risques agro-environnementaux à l'échelle des bassins versants, pour l'aide à la décision.	Parcelle, Exploitation, Bassin versant Territoire	Moyenne à Forte

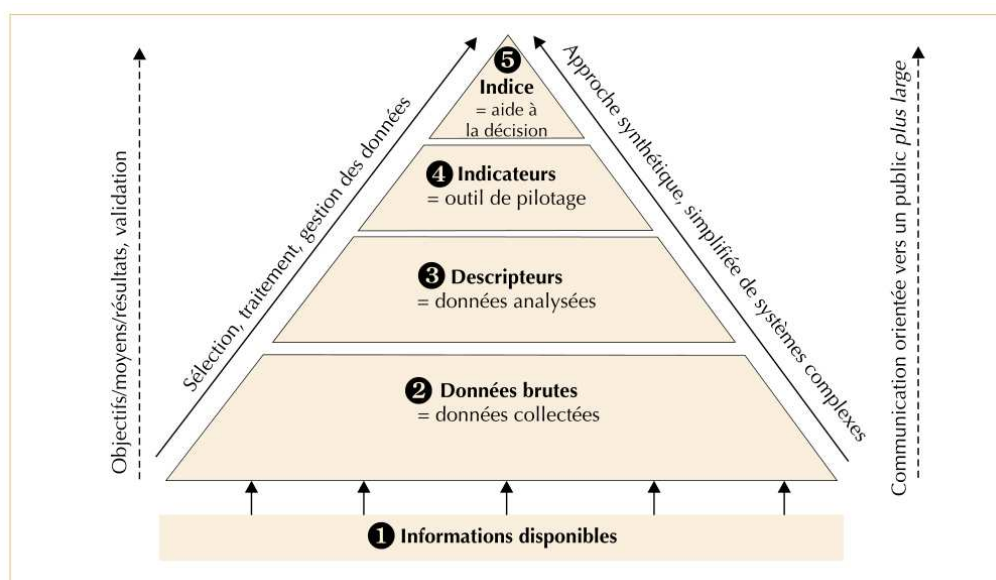
Modifié, d'après Zahm (2011)

Annexe 9. Une représentation simplifiée de l'approche Forces motrices - Pression - État-Réponse dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles



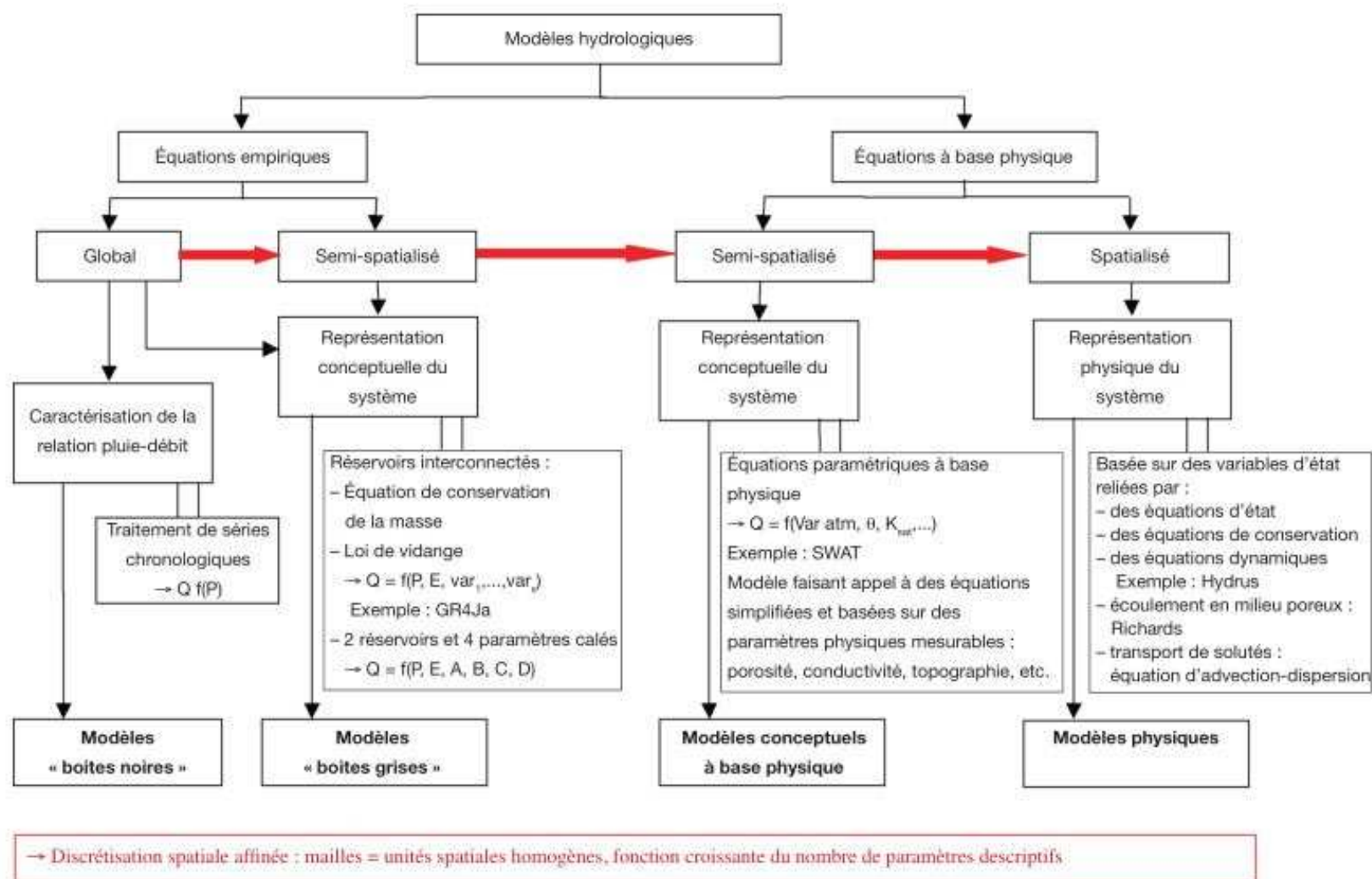
D'après Maurizi et Verrel (2002), à partir des travaux du CORPEN

Annexe 10. Organisation de l'information dans les indicateurs



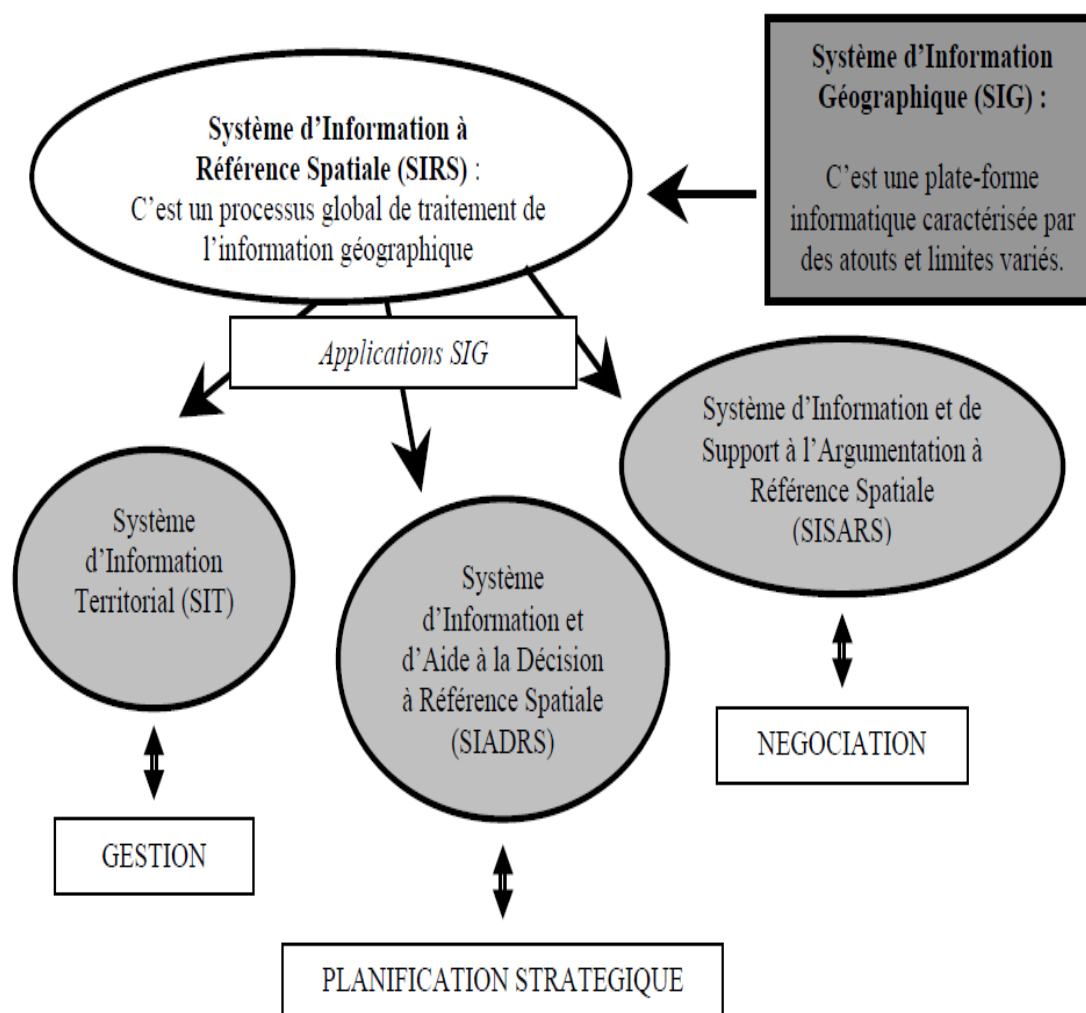
D'après Maurizi et Verrel (2002), à partir des travaux du CORPEN

Annexe 11. Représentation schématique de la classification des modèles hydrologiques



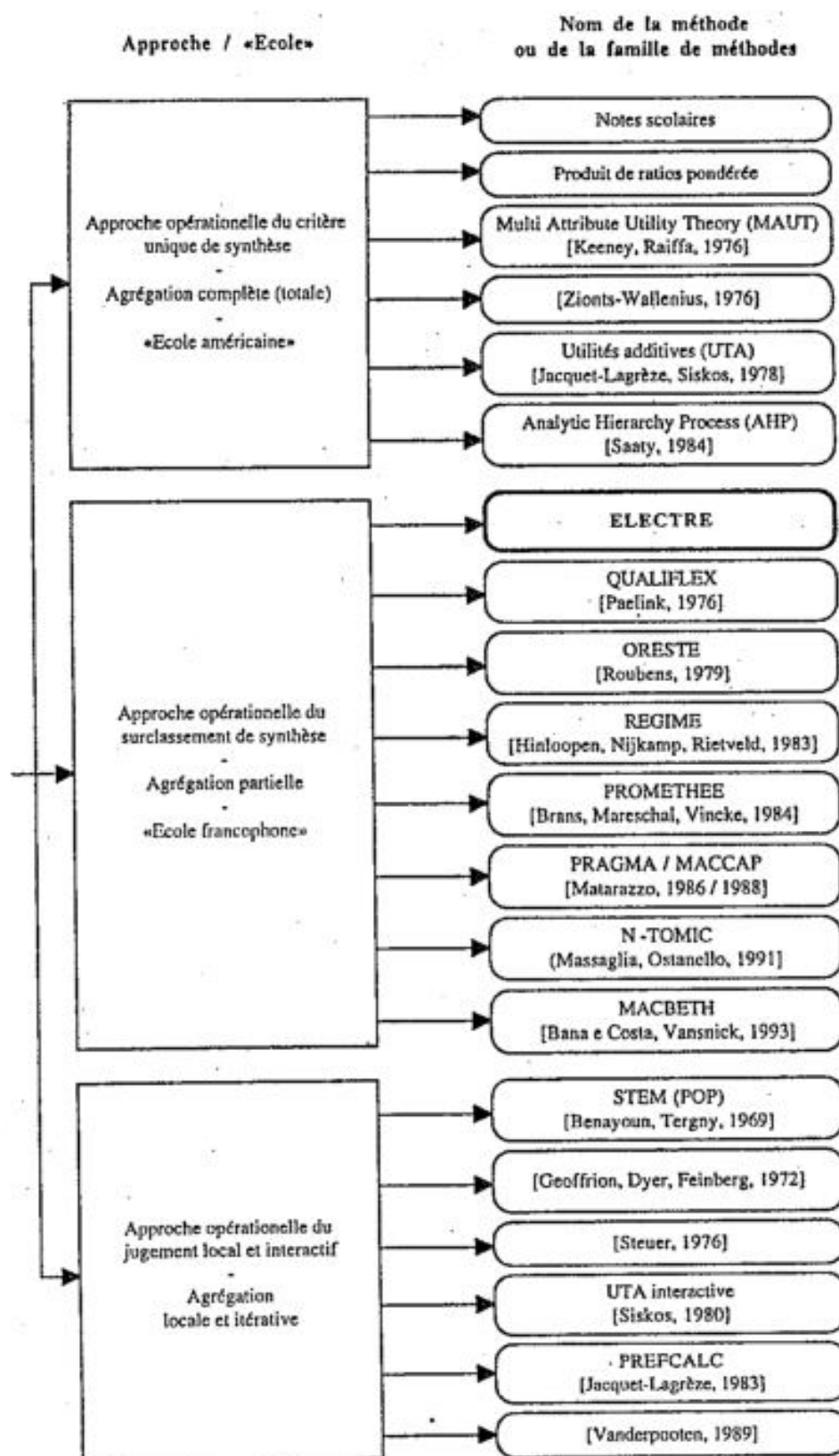
D'après Beckers et Degré (2011)

Annexe 12. Typologie des Systèmes d'Information à Référence Spatiale



D'après Roche (2000)

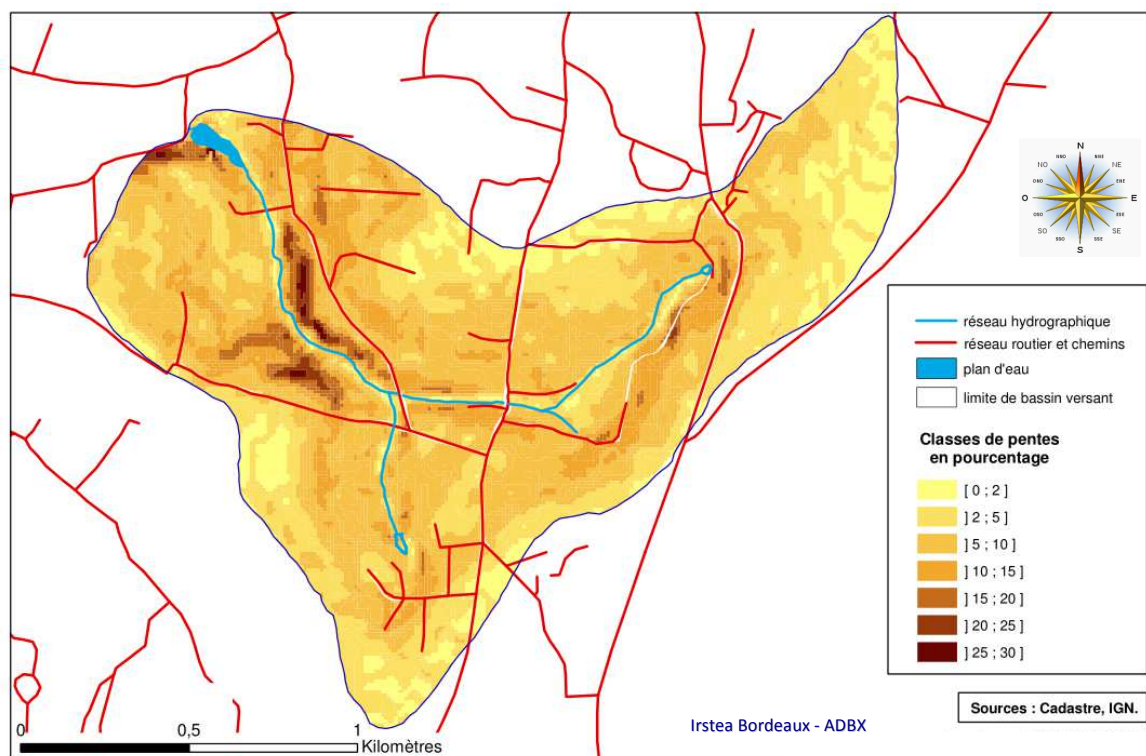
Annexe 13. Typologie des approches opérationnelles et des méthodes d'analyse multicritère d'aide à la décision



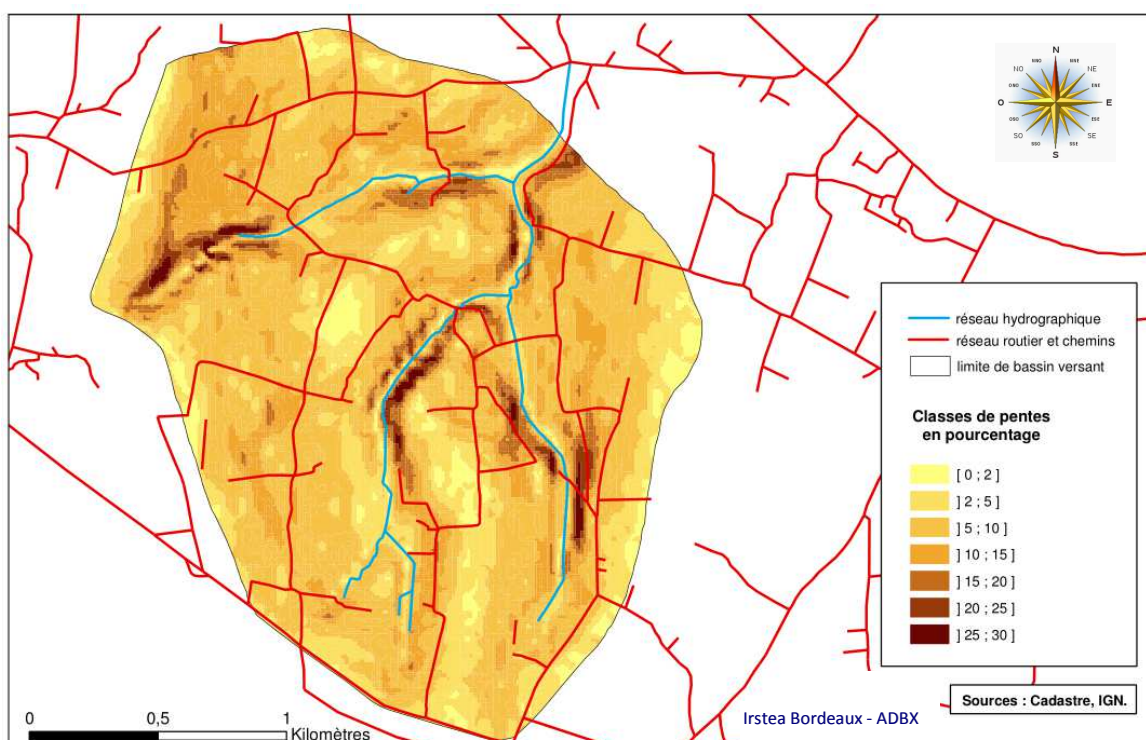
D'après Maystre et al (1994)

Annexe 14. Cartes des pentes des BV des Violettes et du Moulinet

Bassin versant des Violettes



Bassin versant du Moulinet



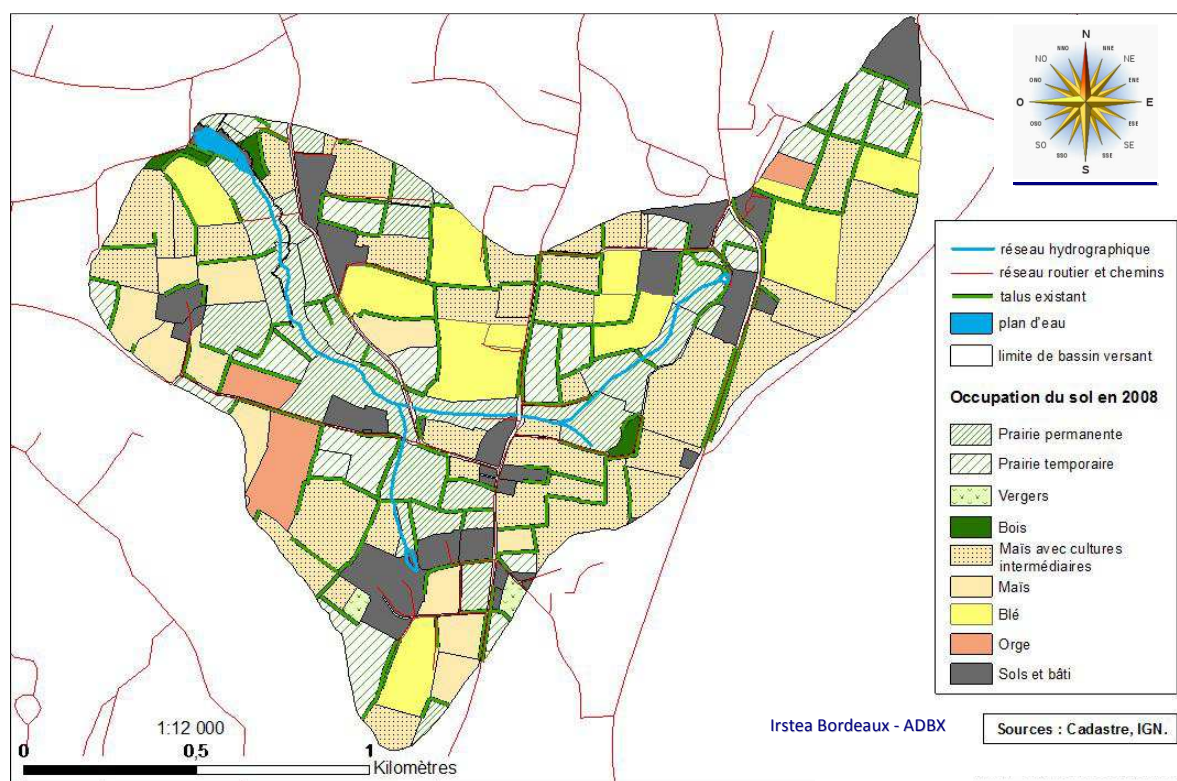
Annexe 15. Répartition de l'occupation du sol et des surfaces moyennes de parcelles par nature de culture sur les deux BV normands

Occupation du sol et surface moyenne des parcelles sur le Moulinet en 2008				
Culture	% SAU	surface (ha)	nbre parcelles	moy / parcelle
Prairie permanente	37,9 %	138,84	106	1,31
Prairie temporaire	17,3 %	63,39	24	2,64
Maïs	37,4 %	136,95	66	2,07
Blé tendre	7,1 %	25,89	13	1,99
Orge de printemps	0,3 %	1,24	2	0,62
SAU	100,00%	366,31	211	1,74
Prairies Totales	55,2 %	202,22	130	1,56
Terres Labourables	44,8 %	164,08	81	2,03

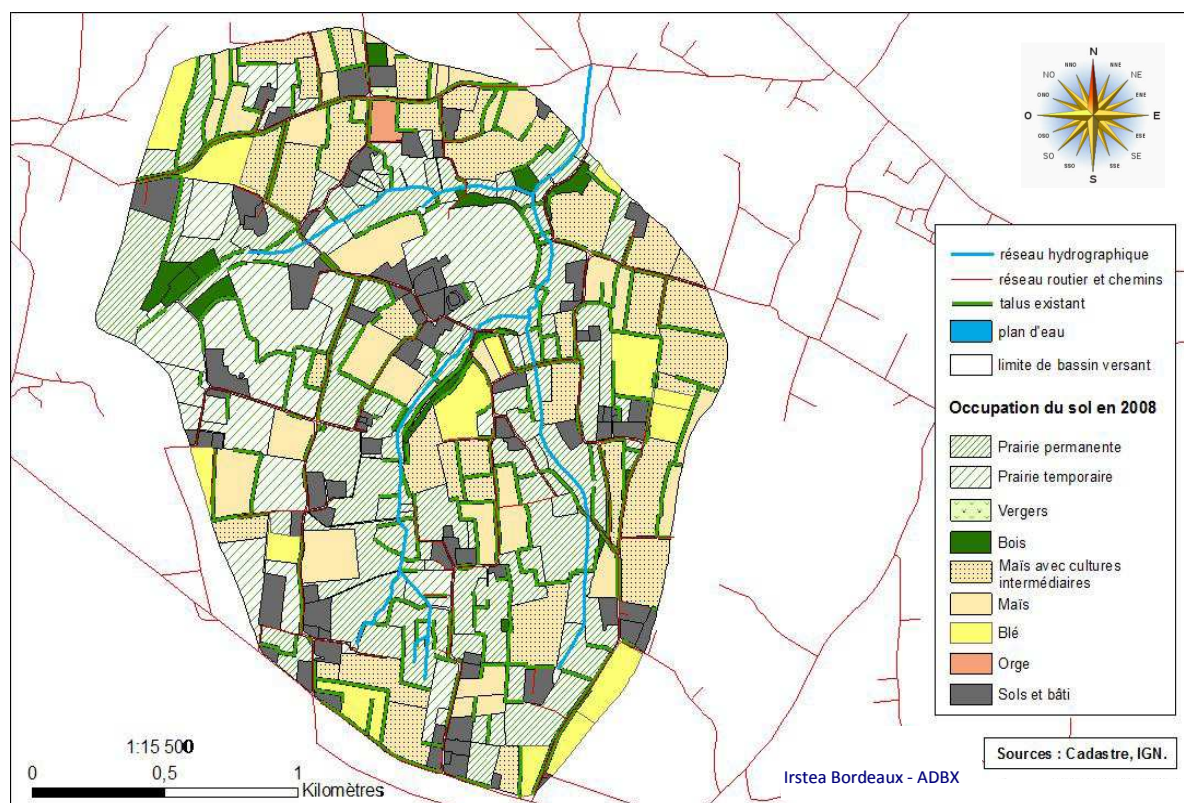
Occupation du sol et surface moyenne des parcelles sur les Violettes en 2008				
Culture	% SAU	surface (ha)	nbre parcelles	moy / parcelle
Prairie permanente	19,0 %	36,38	27	1,35
Prairie temporaire	16,2 %	31,14	19	1,64
Maïs	46,5 %	89,20	49	1,82
Blé tendre	14,9 %	28,67	13	2,21
Orge de printemps	2,8 %	5,42	2	2,71
Vergers	0,6 %	1,06	2	0,53
SAU	100,00%	191,88	112	1,71
Prairies Totales	35,2 %	67,52	46	1,47
Terres Labourables	64,3 %	123,30	64	1,93

Annexe 16. Cartes d'occupation du sol 2008 sur les BV des Violettes et Moulinet

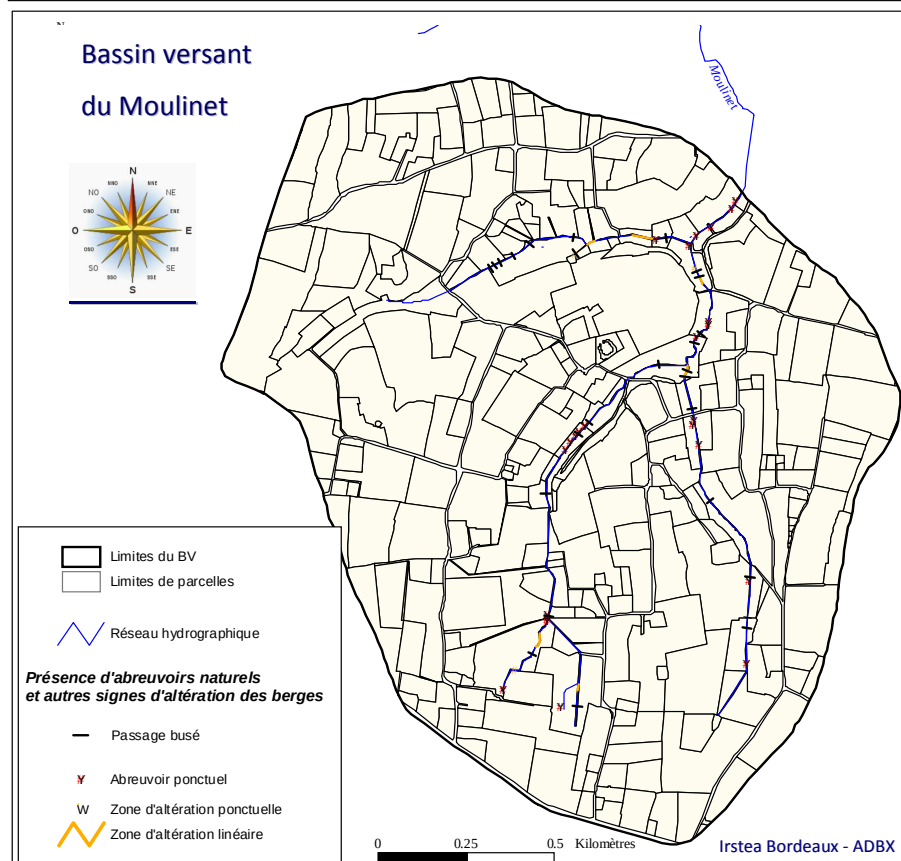
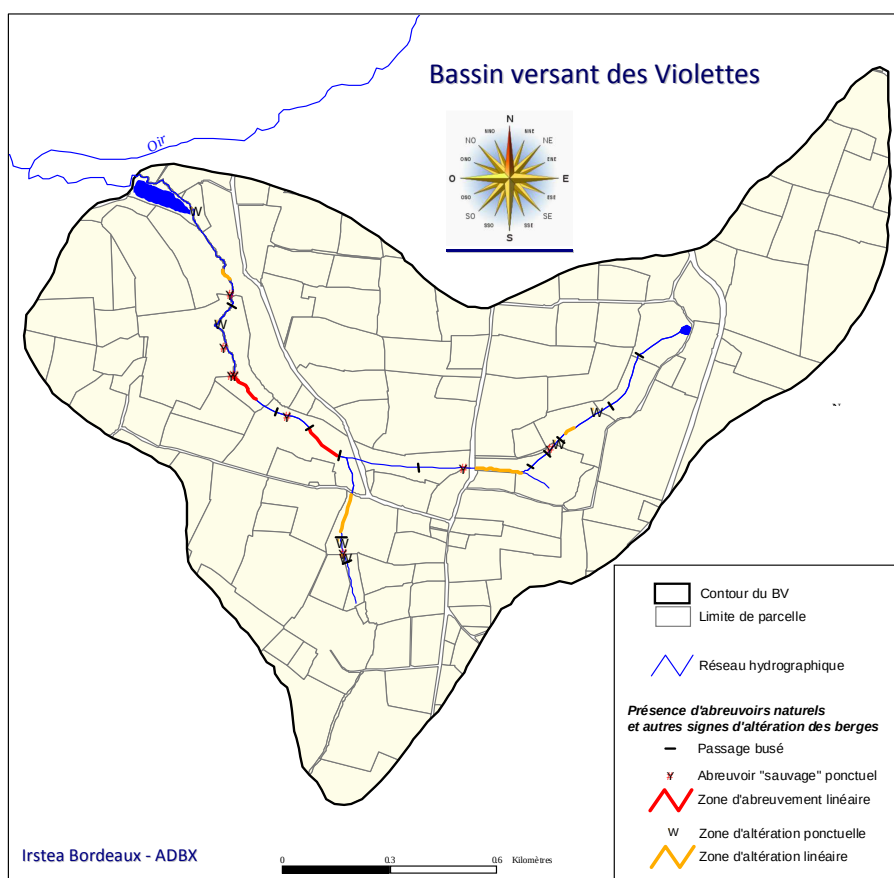
Bassin versant des Violettes



Bassin versant du Moulinet

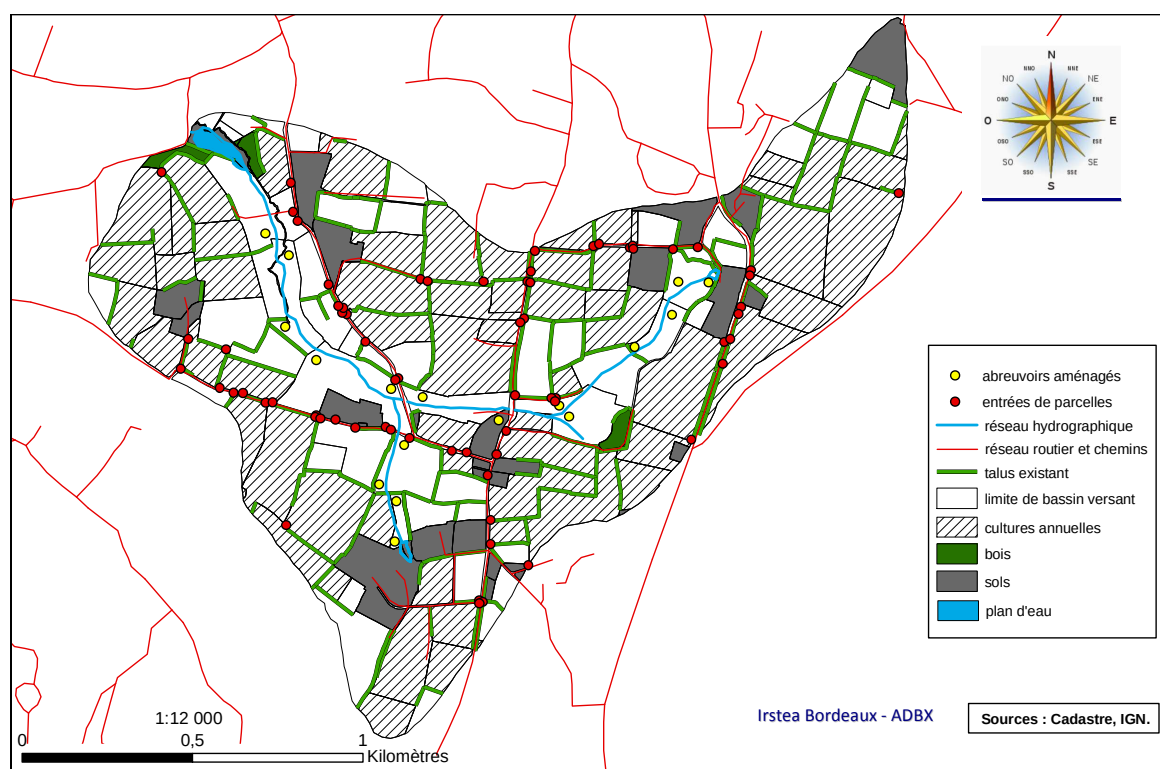


Annexe 17. Zones d'altération des berges sur les ruisseaux des Violettes et du Moulinet en 2003 avant leur aménagement en 2007-2009

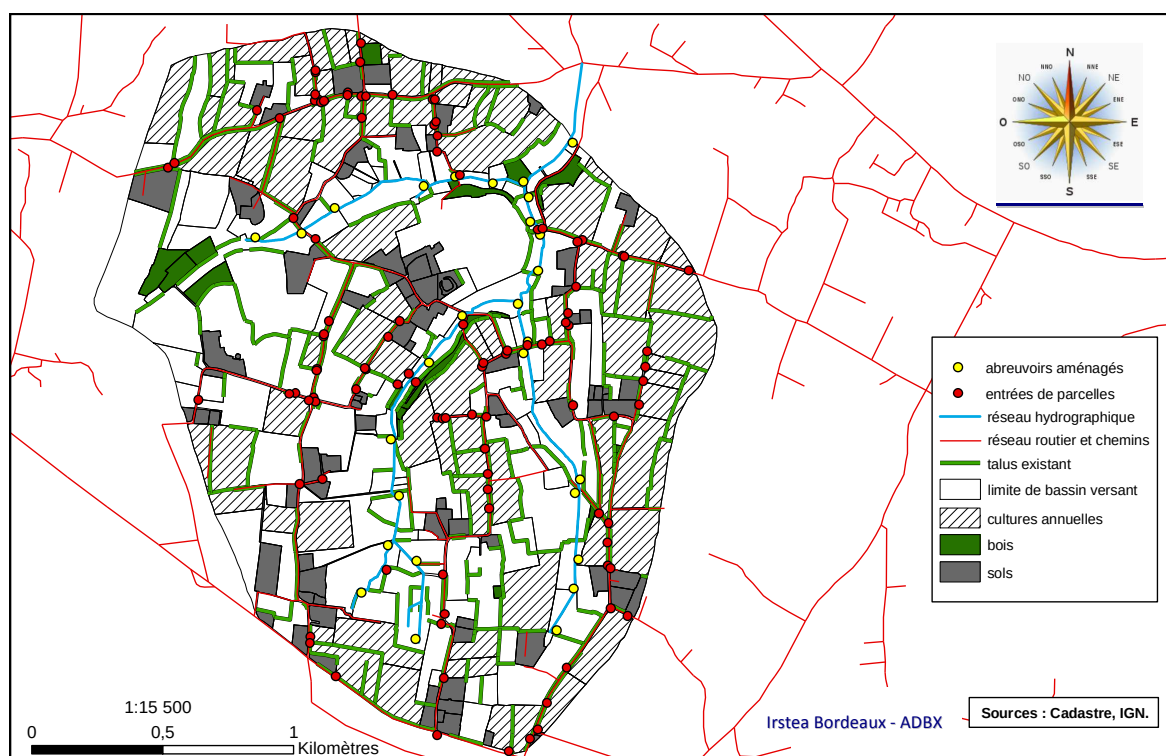


Annexe 18. Parcellaire et éléments paysagers sur les BV des Violettes et du Moulinet en 2008

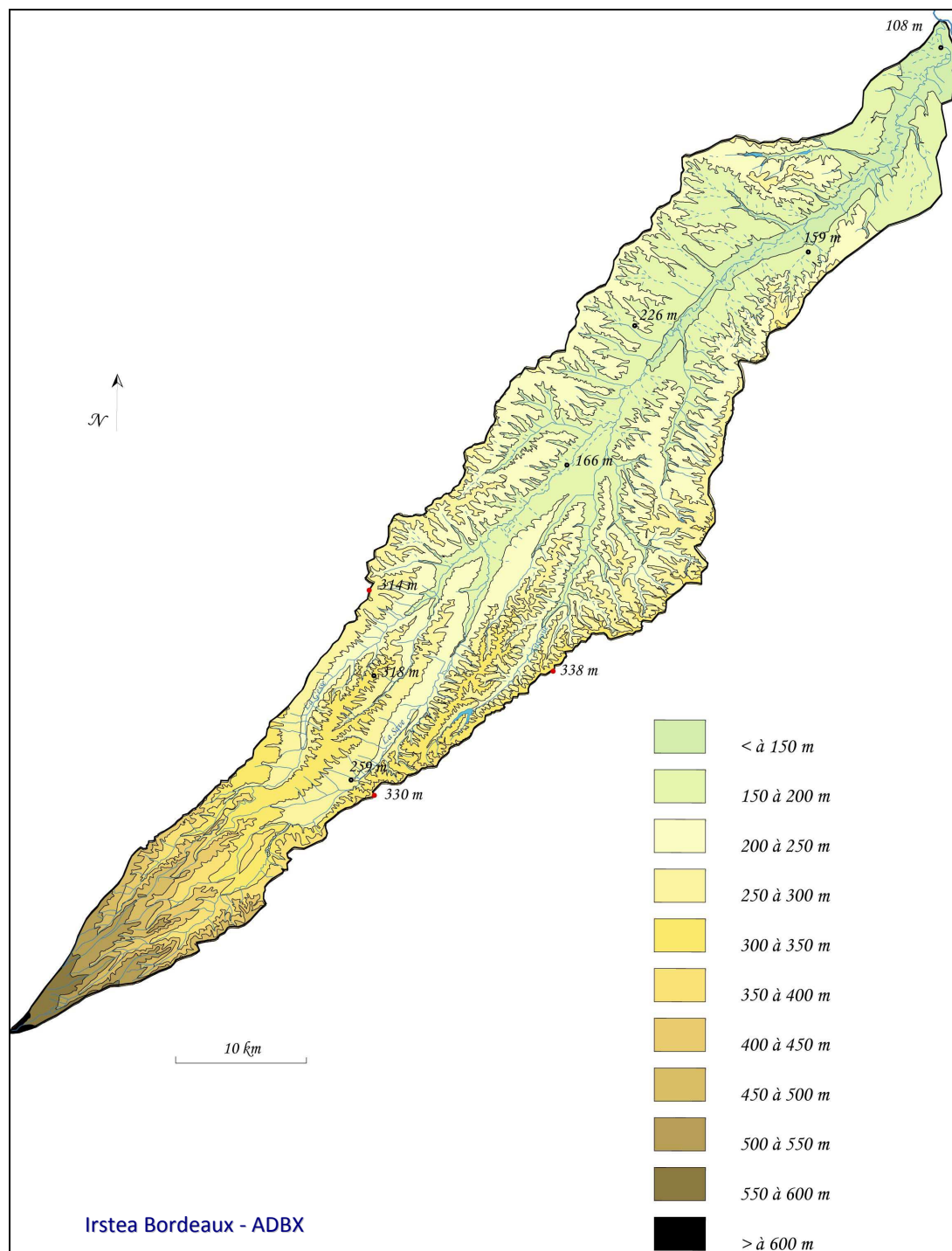
Bassin versant des Violettes



Bassin versant du Moulinet

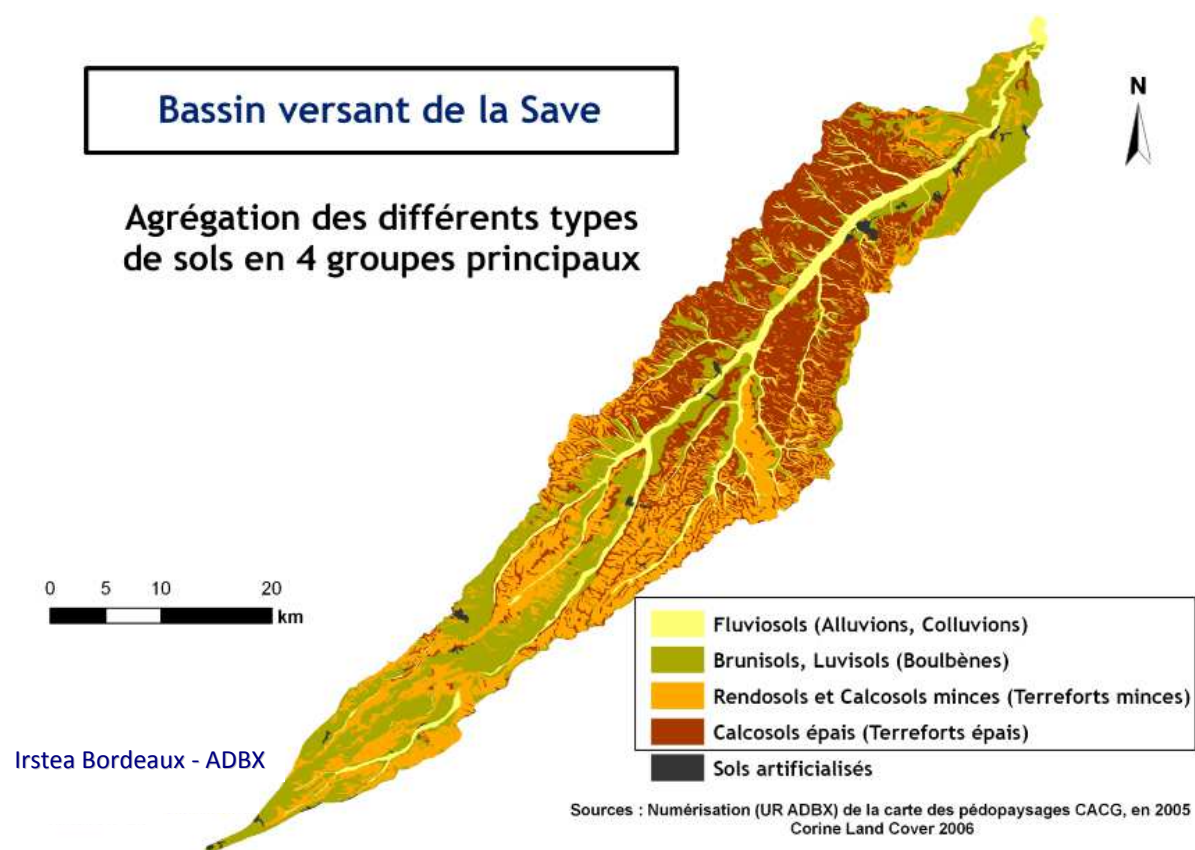


Annexe 19. Carte topographique du BV de la Save

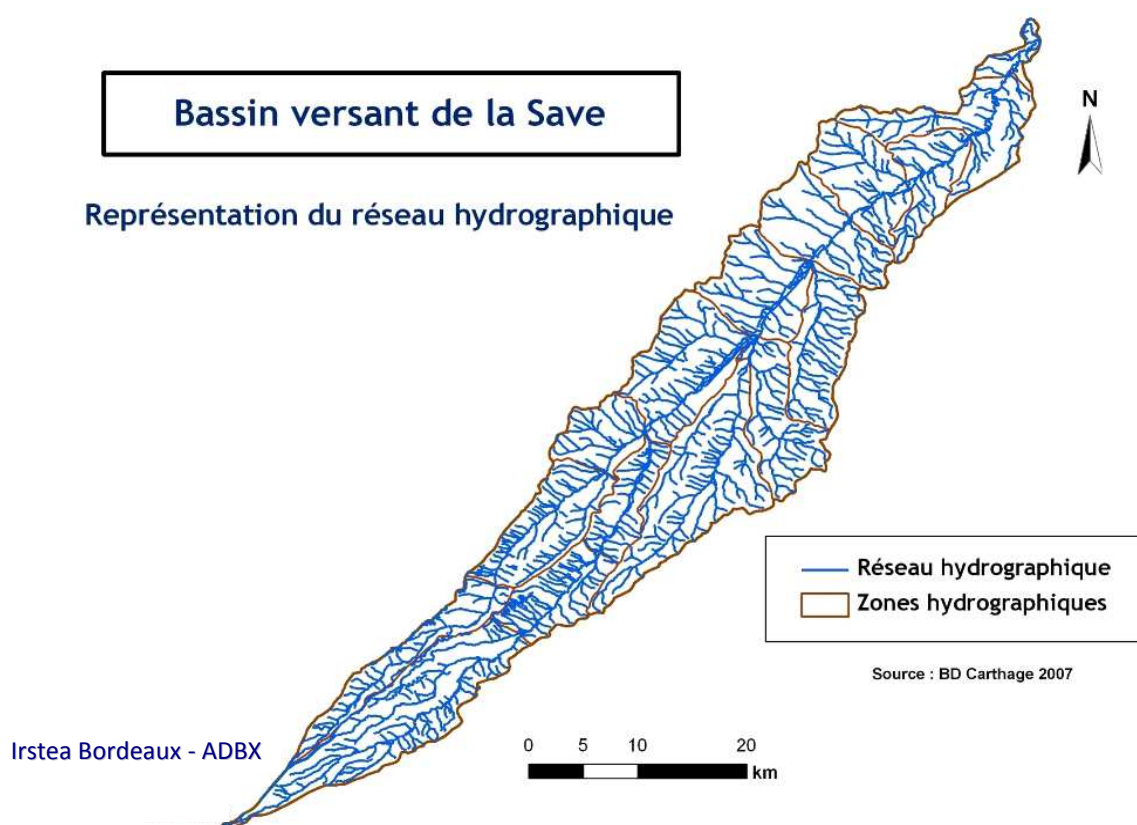


D'après Lavie (2005), Irstea - UR ADBX, à partir de cartes IGN au 1/100.000

Annexe 20. Carte des principaux types de sols sur le BV de la Save

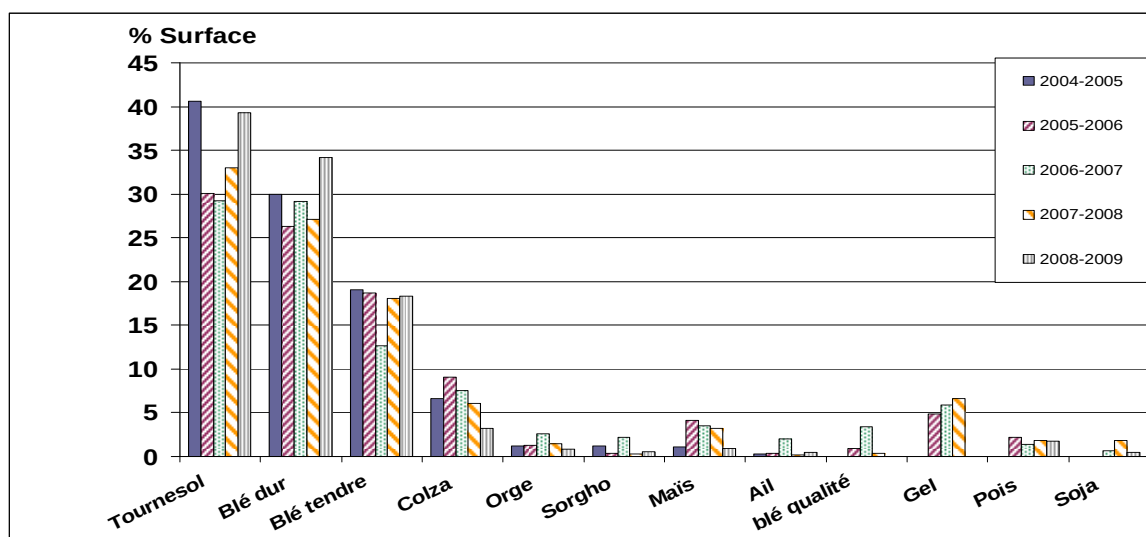


Annexe 21. Carte du réseau hydrographique sur le BV de la Save

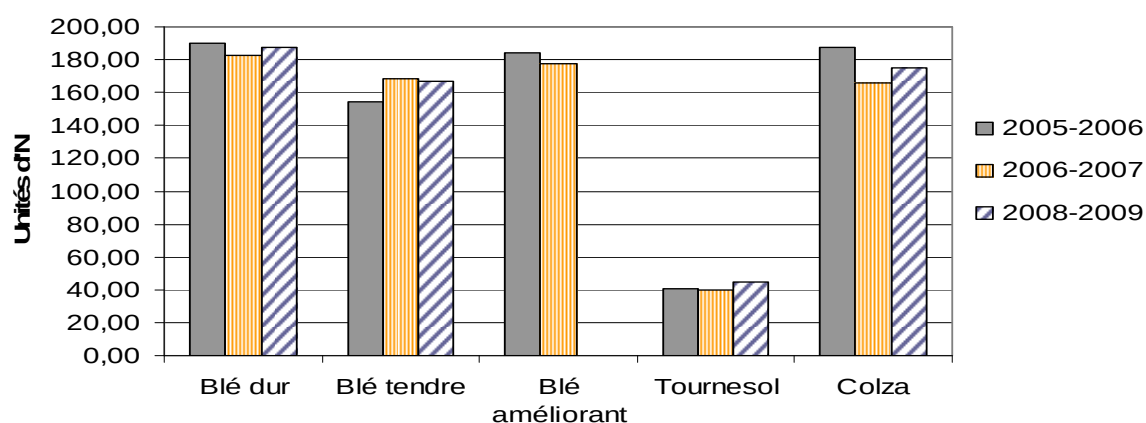


Annexe 22. Assolements, fertilisation N et rendements sur le territoire de l'A.A. Auradé

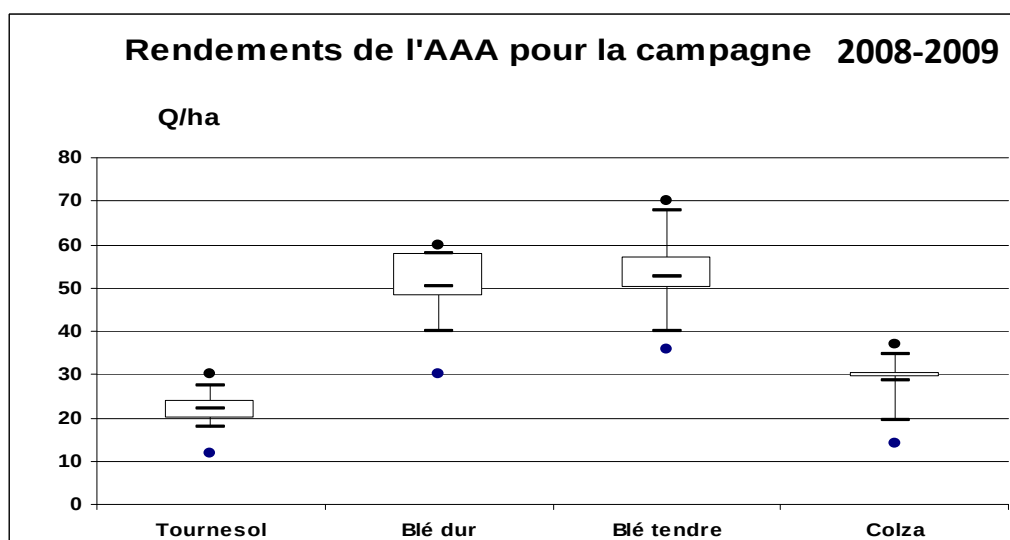
Assolements



Fertilisation N

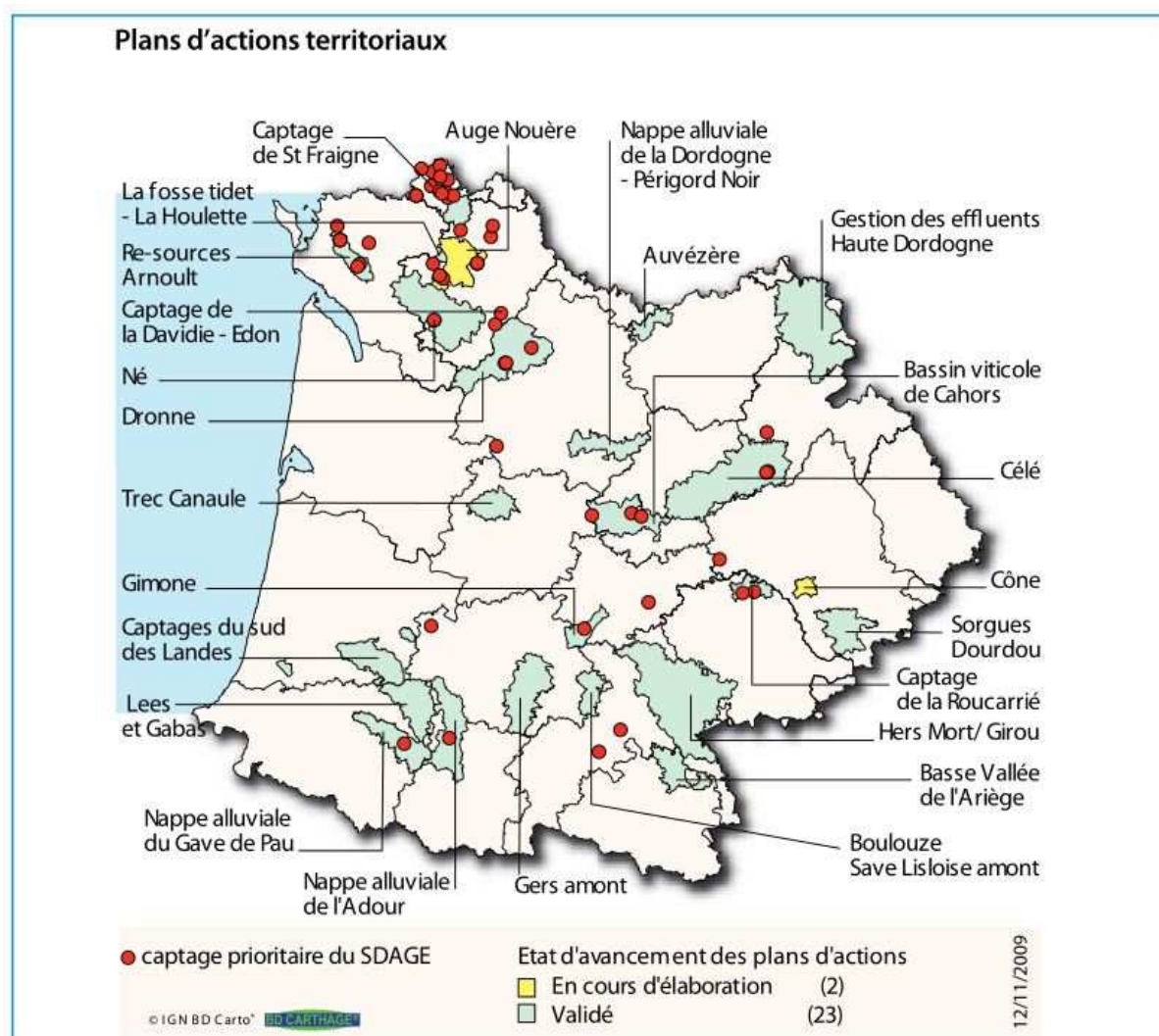


Rendements moyens des cultures



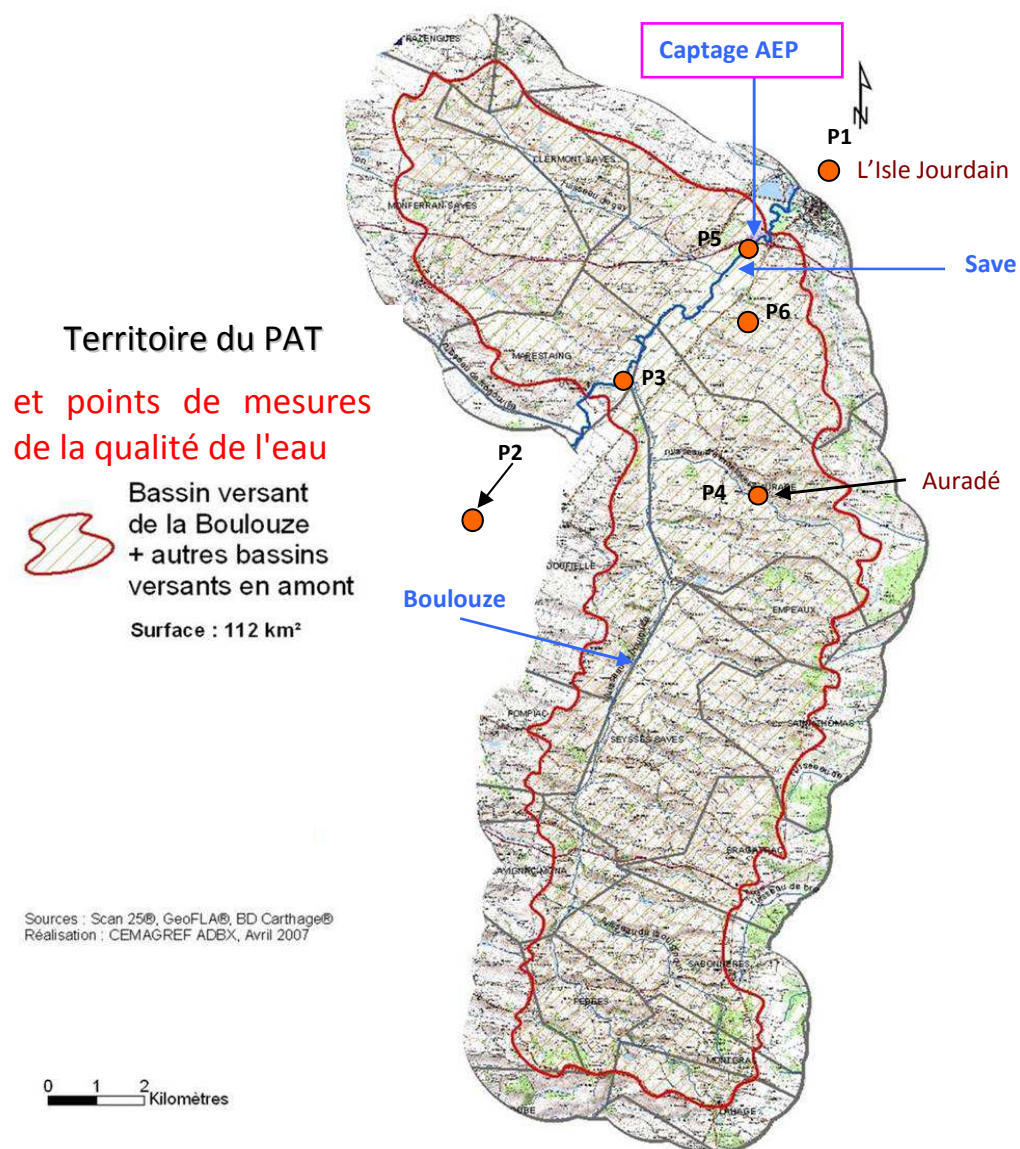
D'après Bernert (2010), Irstea-UR ADBX

Annexe 23. Plans d'action territoriaux sur le Bassin Adour-Garonne



D'après Agence de l'Eau Adour Garonne (2009)

Annexe 24. Territoire du PAT" Boulouze-Save" et points de mesures de la qualité des eaux



D'après Irstea-Cemagref - UR ADBX (2007)

Annexe 25. Mise en œuvre de l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles au niveau parcellaire par l'analyse et la modélisation multicritère (AMCD).

La mise en œuvre de l'évaluation multicritère des risques d'atteinte des eaux de surface par les matières particulières ou par les contaminants d'origine chimique implique au préalable une évaluation de la performance de chaque parcelle du bassin versant étudié pour chacun des critères retenus. Les résultats constituent une *matrice de performance* servant de base à l'évaluation multicritère. Cette évaluation peut-être de nature qualitative ou quantitative. Dans le cadre de l'analyse multicritère pour l'aide à la décision (AMCD) appliquée à l'évaluation environnementale, les valeurs sont attribuées soit à partir de données spatialisées traitées sous SIG (pentes, nature des sols), soit directement acquises sur le terrain (aménagements paysagers : talus, ripisylve, dispositifs enherbés ; état des berges du cours d'eau, nature de l'occupation du sol, pratiques culturales : doses de fertilisants, produits phytosanitaires).

Les modèles ELECTRE III et TRI-C ont été utilisés. Ces modèles fonctionnent sur des relations de surclassement des actions (parcelles agricoles dans le cas présent). Le modèle ELECTRE III procède à un groupement des parcelles en rangs de classement suivant le niveau de risque décroissant d'atteinte des eaux de surface par les matières particulières ou les contaminants azotés et phytosanitaires. Le modèle ELECTRE TRI-C affecte chacune des parcelles à l'une des X catégories de risque prédéfinies par une parcelle virtuelle caractéristique, suivant des valeurs de performances issues des échelles de notation.

Cette annexe vise à préciser les matériels et méthodes utilisés pour l'acquisition des critères dans les chapitres 3 et 4 (Tableau 25-1), à apporter des éléments explicatifs aux valeurs de performance attribuées à chaque parcelle pour chaque critère dans le cadre de la mise en œuvre des méthodes ELECTRE.

Tableau A25-1. Récapitulatif des critères utilisés dans les évaluations effectuées

Critère	Site d'étude
Pente des terrains	Oir / Auradé
Nature des sols	Auradé
Connectivité hydrologique	Oir / Auradé
Talus	Oir
État des berges	Oir
Ripisylve	Auradé
Bandes enherbées	Auradé
Occupation du sol	Oir
Pression agricole (Occupation du sol x Intrants)	Auradé

1. Principe de mise en œuvre des méthodes ELECTRE

1-1 Modélisation des préférences et prise en compte de l'imprécision des données

L'échelle des notes attribuées aux paramètres de chaque critère dans la détermination de la performance d'une parcelle au regard de ce critère, est établie dans le cadre des relations de surclassement. Le modèle ELECTRE III compare les actions (parcelles agricoles dans nos applications) deux à deux pour chaque critère et établit un pré-ordre final des rangs de classement. Le modèle ELECTRE TRI-C compare chaque parcelle avec les valeurs caractéristiques de chaque catégorie de risque prédéfinie par critère, de façon à les ranger dans l'une de ces catégories : ces valeurs de référence sont rappelées pour chaque critère dans le paragraphe 2.

Les notations des paramètres permettant de caractériser chaque critère ont été établies afin de prioriser les risques les plus forts : les notes croissantes vont dans le sens d'une augmentation des risques. Elles tiennent compte également du rôle des seuils de préférence (P), d'indifférence (I) et de veto (V) utilisables dans les méthodes ELECTRE. Ces seuils traduisent le degré de préférence ou d'indifférence d'une parcelle A par rapport à une parcelle B sur un critère donné dans le modèle ELECTRE III ; ou d'une parcelle A par rapport à l'une des parcelles caractéristiques des catégories définies au préalable dans le modèle ELECTRE TRI-C. Ils permettent également de prendre en compte l'imperfection des données notamment dans la définition des critères.

Ainsi, chaque seuil est déterminé en fonction de la performance $g_j(a)$ de la parcelle a pour le critère j et de coefficients α et β et s'exprime suivant une fonction affine de type $g_j(a) = \alpha \times g_j(a) + \beta$. L'utilisateur doit préciser la valeur des coefficients α et β par critère et pour chaque seuil (cf § 2).

- Le seuil d'indifférence S_q représente la différence de performance à partir de laquelle deux actions ne sont plus identiques, l'une étant faiblement préférée à l'autre.
- Le seuil de préférence stricte S_p exprime la différence de performance à partir de laquelle une action est nettement préférée à l'autre.
- Un troisième seuil : le seuil de veto S_v est utilisé dans la concrétisation de la notion de discordance, c'est à dire qu'il représente la différence à partir de laquelle on peut dire qu'une action b est tellement meilleure que a sur un critère j, qu'en aucun cas globalement, a ne pourra être considérée meilleure que b quelles que soient les performances de a et b sur tous les autres critères. Ce seuil de veto s'oppose alors à un surclassement de a par rapport à b. Nous l'avons utilisé sur les deux sites d'étude : sur l'Oir pour le critère *Berges* afin de bloquer le surclassement d'une parcelle en risque fort à très fort dès lors que 4 critères lui confèreraient un degré de risque élevé, alors qu'elle ne présente aucune altération de berge ; sur le BVE d'Auradé pour la pression agricole où 5 critères de vulnérabilité du milieu pourraient considérer un risque élevé d'une parcelle riveraine du cours d'eau, mais dont l'occupation du sol serait de la prairie permanente ne recevant aucun intrant : de ce fait le risque de contamination des eaux sur cette parcelle est nul.

Pour un même critère, des différences de notation entre les sites d'étude traduisent les spécificités locales des paramètres d'appréciation.

1.2. Une pondération des critères permettant de hiérarchiser leur impact

Une fois les critères choisis et l'évaluation des performances parcellaires réalisée, la question de la pondération se pose. Il s'agit d'attribuer un poids à chaque critère. La pondération doit fournir un résultat plus fin qu'une analyse non pondérée. La vérification est faite en confrontant les résultats de l'analyse à la connaissance du terrain. Nous avons utilisé la méthode SRF (Simos, Roy, Figueira) basée sur la démarche du jeu de cartes expliquée in *Figueira and Roy 2002*, avec l'appui d'un groupe d'experts. La pondération retenue est présentée dans le *Tableau A25-2* pour l'Oir et le *Tableau A25-3* pour le BVE d'Auradé.

- Sur les sous BV de l'Oir :

Tableau A25-2. Pondération des critères utilisée pour l'AMCD sur l'Oir

Pente	Connectivité	Talus	Occupation du sol	Berges
2	2	3	2	4
15,3 %	15,3 %	23,1 %	15,3 %	31 %

Le critère Berge est le plus important. Il surclasse tous les autres car la dégradation des berges peut fournir des particules au ruisseau même en dehors de tout épisode pluvieux, à toute saison (cas du piétinement par les bêtes). Les matières particulières qui peuvent arriver au ruisseau dans le flux de ruissellement sur une route, représente bien peu face au piétinement répété du lit et des berges du ruisseau par les vaches.

Ensuite, le rôle des talus apparaît fondamental. Sur une parcelle sensible, avec un sol à nu, une forte pente, la présence d'un talus est souvent la dernière barrière contre le ruissellement et l'exportation de terre. La présence d'un talus annule quasiment la sensibilité théorique induite par les autres critères, d'où son poids élevé. C'est la protection à privilégier.

Enfin, les trois derniers critères : Occupation du sol, connexion au ruisseau et pentes sont moins discriminant que les 2 autres. Ils possèdent le même poids car il est difficile d'en préférer un aux autres.

- Sur le BVE d'Auradé : Le Tableau A25-3 présente la pondération retenue sur le BV d'Auradé pour les matières solubles (azote et produits phytosanitaires) ainsi que pour les matières particulières (MES, phytosanitaires).

Tableau A25-3. Pondération des critères utilisée pour l'AMCD sur le BV d'Auradé

(en %)	Pente	Nature du sol	Connectivité	Ripisylve	Bande enherbée	Pression agricole/couverture du sol
Matières solubles	18	6	23	10	13	30
Matières particulières	18	23	6	10	13	30

La couverture du sol est le critère le plus important pour ce qui est du risque érosif. En effet, si la couverture du sol est forte (exemple d'une prairie), il n'y aura pas de départ de particules. Au contraire, si le sol est majoritairement nu toute l'année (exemple d'une culture d'été), le transfert de particules sera important. Le type de sol est une donnée essentielle, par exemple, si le sol est très argileux, alors on n'observera pas de départ de particules. Il explique donc 23 % du risque dans le cas du transfert de matières particulières.

Nous avons voulu aussi donner de l'importance aux moyens mis en œuvre par les agriculteurs pour limiter le transfert des contaminants vers le ruisseau. C'est pourquoi la bande enherbée et la ripisylve expliquent à elles deux près du quart de l'affectation des parcelles dans une catégorie de risque. La pression agricole est le critère le plus important pour le risque azote et phytosanitaire. En effet, sans application de ces intrants, il ne peut y avoir de risque de contamination.

Par contre, nous avons considéré que la connectivité a beaucoup plus d'importance que la nature du sol pour les éléments solubles. En effet, par exemple, la présence de drains conduit les éléments solubles directement à la rivière. Ils empêchent donc toute dégradation de ces molécules lors du transport. De même les autres éléments de la connectivité accentuent les transferts.

1.3. Seuil de crédibilité pour le modèle ELECTRE TRI-C sur le BV d'Auradé

Ce taux de crédibilité λ dans le modèle ELECTRE TRI C permet d'indiquer à partir de quel niveau l'affectation est acceptable. λ doit être compris entre 0.5 et 1. S'il est égal à 1, tous les critères qui représentent la totalité du pouvoir de vote (pondération) doivent être d'accord pour l'affectation dans une catégorie. S'il est égal à 0.5, la moitié des critères (poids) doivent être d'accord pour l'affectation dans une catégorie de risque. Nous avons choisi $\lambda = 0.7$, car la somme des pondérations des trois critères principaux est égale à 70% (pente, pression, sol pour l'érosion et pente, pression et connectivité pour les matières solubles). Cela veut dire que ces trois critères doivent concorder pour permettre l'affectation.

2- Description des critères d'évaluation de la performance environnementale de l'activité agricole sur chaque parcelle et choix des notations

Ce paragraphe détaille l'ensemble des critères utilisés pour les deux principales problématiques de recherche que nous avons mises en œuvre, ainsi que les notations d'appréciation de ces critères pour chaque parcelle :

- ⌘ Érosion et transferts de particules sur les sous bassins versants de l'Oir en Normandie
- ⌘ Transferts de contaminants azotés et phytosanitaires sur le BV d'Auradé (Coteaux de Gascogne).

2.1 La pente surfacique (Oir, Auradé)

Il s'agit d'un critère quantitatif prenant en compte des valeurs homogènes de pente P_i par sous ensemble surfacique S_i , de chaque parcelle, de façon à intégrer l'hétérogénéité topographique. Les données de pentes sont issues du MNT (pas de 10 m) Un couplage **MNT - SIG** permet de déterminer pour chaque parcelle, la valeur $\sum P_i \cdot S_i$, où :

P_i = pente homogène d'un polygone i et

S_i = sa surface correspondante.

On agrège ensuite les polygones au sein de chaque parcelle et on calcule la somme des $P_i \times S_i$. On obtient alors une valeur tenant compte de la pente et de la taille de la parcelle, traduisant le fait qu'une parcelle de vaste surface et de faible pente peut émettre beaucoup de particules, et réciproquement. Le nombre le plus élevé est associé au risque le plus fort sur le bassin versant.

Il est communément admis dans la bibliographie que lorsqu'on s'intéresse à l'effet de la pente dans des phénomènes érosifs, il est préférable de prendre en compte une valeur surfacique ou bien de distance. Généralement la donnée utilisée est la longueur de plus grande pente. Ici nous avons fait le choix de ne pas utiliser celle-ci compte tenu de la spécificité géographique des deux sites d'étude (bocage en Normandie et relief très tourmenté dans les Coteaux de Gascogne). Nous avons préféré utiliser une donnée surfacique, qui nous semble mieux adaptée aux conditions géographiques. Dans nos approches, les valeurs de performance traduisent un double effet pente et surface.

Pour ce critère, nous avons choisi des seuils dépendants de la performance des actions, car nous avons considéré que plus la performance d'une parcelle est élevée, plus la différence de performance avec une autre parcelle doit être grande pour qu'il y ait préférence significative. Ainsi nous avons utilisé des différences de performances entre les actions, différences calculées entre des actions ayant des performances voisines. Pour illustrer cela, nous avons par exemple donné sur le site Oir la valeur du premier quartile de ces différences à $\beta(Q)$, et la valeur de la médiane à $\beta(P)$, soit respectivement 268 et 829 sous ELECTRE III (*Papier 1*) :

Le seuil d'Indifférence $Q [g(A)] = 0,01g(A) + 268$ et le seuil de Préférence $P [g(A)] = 0,05g(A) + 829$.

Le coefficient α (0.01 pour l'indifférence Q et 0.05 pour la préférence P) a été calculé à partir de la résolution d'un système à deux équations en choisissant deux valeurs de la performance réparties dans la série. Sur le site d'Auradé dans les Coteaux de Gascogne, nous avons obtenu $\alpha = 0.035$ pour Q et $\alpha = 0.055$ pour P. Nous avons ensuite choisi de négliger le coefficient β , notamment par l'usage du modèle ELECTRE TRI-C, car sa valeur est très faible. (*Papiers 2 et 4*) ; les valeurs de seuils pour le critère pente appliqué sur le BV d'Auradé sont alors Q (0.035, 0) et P (0.055, 0). Le tableau A25-4 présente les valeurs caractéristiques des catégories pour le critère de l'effet surfacique des pentes.

Tableau A25-4. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "des pentes surfaciques" (ELECTRE TRI-C)

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
Niveau 1	risque le plus fort	1 000 000
Niveau 2	risque fort	500 000
Niveau 3	risque moyen	300 000
Niveau 4	risque faible	200 000
Niveau 5	risque le plus faible	100 000

2.2. Nature des sols (Auradé)

Critère qualitatif qui permet de tenir compte des propriétés physiques des sols et notamment de leur aptitude de façon préférentielle à l'infiltration des eaux ou au ruissellement.

A partir de la carte des sols (Solconseil-EcoLab, *in Macary et al, 2013a*), nous avons réalisé sous SIG une agrégation de 12 types de sols en 4 types principaux auxquels nous avons donné une note selon le risque de transfert de contaminants en phase soluble. La note la plus élevée traduit le niveau de risque le plus fort. Chaque parcelle peut être constituée de un à quatre types de sols différents. Pour avoir une idée de la vulnérabilité globale de la parcelle, nous avons attribué une note à chaque type de sol selon son influence par rapport au transfert de contaminants. D'après le groupe d'experts en pédologie consulté pour les notations, les Fluvisols (alluvions) présentent le risque le plus faible et les Epileptic-Cambisols (terreforts minces) le risque le plus élevé. Nous avons choisi d'attribuer une note en conséquence, pour discriminer le plus possible les parcelles présentant un sol à risque.

- 1. A. Epileptic-Cambisols ("Terreforts minces") => note 8 ;
- 2. B. Calcaric-Cambisols ("Terreforts épais") => note 4 ;
- 3. C. Cambisols-Luvisols ("Boulbènes") => note 2 ;
- 4. D. Fluvisols ("Alluvions") => note 1.

Soit S_x la surface correspondante de chaque catégorie de sols X sur chaque parcelle. La note "sol" à la parcelle est donnée par la formule suivante :

$$[(\%S1A \times 8) + (\%S2B \times 4) + (\%S3C \times 2) + (\%S4D \times 1)] / 100.$$

Les valeurs caractéristiques des classes des risques sont les suivantes (Tableau A25-5) :

Tableau A25-5. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "nature des sols"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
Niveau 1	risque le plus fort	7
Niveau 2	risque fort	5
Niveau 3	risque moyen	3
Niveau 4	risque faible	2
Niveau 5	risque le plus faible	1

Nous avons choisi les notations de façon à traduire une différence entre chaque type de classe de sol. Aussi le seuil d'indifférence $Q=0$. Nous avons introduit une préférence faible entre les niveaux de risque 3 et 4, 4 et 5, et une préférence stricte entre les niveaux 1 et 2, 2 et 3. Ceci se traduit par $\beta = 1,9$. D'où les paramètres des seuils Q et P suivants : $Q(0, 0)$ et $P(0, 1.9)$.

2.3. Connectivité hydraulique (Oir, Auradé)

Critère qualitatif décrivant la nature de la connexion de la parcelle au cours d'eau, afin d'apprécier le degré d'atteinte des eaux de surface par les contaminants. Il prend en compte l'ensemble des possibilités, pour les particules mobilisables par l'eau, d'atteindre le ruisseau. Toutes les notations sont liées aux observations de terrain.

Sur l'Oir, cinq paramètres ont été définis pour ce critère. Ils sont évalués pour chaque parcelle par une expertise de terrain prenant en compte la distance et la connectivité de la parcelle au cours d'eau. Ces paramètres sont les suivants :

- 1. Bord ruisseau : la parcelle est en bord de ruisseau ou est traversée par le ruisseau => note 7 ;
- 2. Connexion voirie forte : la parcelle est proche du cours d'eau et est connectée à celui-ci par une route ou un chemin qui facilite le ruissellement jusqu'au cours d'eau => note 5 ;
- 3. Connexion moyenne : la parcelle est peu éloignée du ruisseau et possède une connectivité moyenne avec celui-ci => note 3 ;
- 4. Connexion faible : la parcelle est éloignée du ruisseau et n'est que peu connectée au ruisseau par la voirie note 2 ;
- 5. Pas de connexion : la parcelle est éloignée du ruisseau et n'y est pas connectée => note 1.

Nous avons choisi d'introduire une préférence faible entre les paramètres 3 (connexion moyenne) et 4 (connexion faible) et entre les paramètres 4 et 5 (pas de connexion) afin de tenir compte des éventuelles erreurs de jugement lors des relevés de terrain. Dans les autres cas, nous avons jugé que les différences étaient beaucoup plus faciles à juger et nous avons introduit une préférence stricte. Le coefficient $\beta = 1,9$, d'où les valeurs de seuils : $Q(0, 0)$ et $P(0, 1.9)$.

Sur Auradé, les notations tiennent compte également de la distance au cours d'eau et du type de connexion :

- 1. Connexion très forte en bord ruisseau avec présence d'un drain => note 9 ;
- 2. Connexion forte en bord de ruisseau => note 8 ;
- 3. Connexion forte en bord de ruisseau partiellement => note 6 ;
- 4. Connexion assez forte (talweg, fossé) => note 5 ;
- 5. Connexion moyenne (chemin, route) => note 3 ;
- 6. Pas ou peu de connexion => note 1.

Les valeurs caractéristiques des classes des risques sont les suivantes (Tableau A25-6) :

Tableau A25-6. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "connectivité hydraulique"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
Niveau 1	risque le plus fort	9
Niveau 2	risque fort	8
Niveau 3	risque moyen	5
Niveau 4	risque faible	3
Niveau 5	risque le plus faible	1

Nous avons introduit une préférence faible entre les connexions 1 et 2 et une préférence stricte entre les connexions 2 et 3 ; 4 et 5. Le coefficient $\beta = 1,9$, d'où les valeurs de seuils : Q (0, 0) et P (0, 1.9), d'où les valeurs de seuils : Q (0, 0) et P (0, 1.9).

2.4. Talus (Oir)

Critère qualitatif décrivant la présence et l'état du talus aval des parcelles, afin d'apprécier sa capacité à bloquer les transferts particuliers

Pour la notation du critère dans la matrice de performance, c'est la présence d'un talus en position aval d'une parcelle qui est considérée, par observations *in situ*. En effet dans ce projet on évalue la capacité de la parcelle à émettre des particules mobilisables par le ruissellement : la protection éventuelle par un talus joue alors un rôle important en aval. Quatre paramètres ont été définis pour ce critère. Ils sont évalués pour chaque parcelle par une expertise de terrain prenant en compte la présence ou non du talus aval et de son état. Ces paramètres sont les suivants :

- 1. Pas de talus : la parcelle ne possède pas de talus aval susceptible de bloquer le ruissellement => note 6 ;
- 2. Talus partiel : la parcelle possède un talus aval mais celui-ci ne couvre pas la totalité de la parcelle ou bien est morcelé => note 4 ;
- 3. Talus avec passage : la parcelle possède un talus aval qui est ouvert seulement au niveau d'un passage pour les machines agricoles passage => note 2 ;
- 4. Talus fermé : la parcelle possède un talus aval entier qui bloque le ruissellement => note 1 ;

Nous avons choisi d'introduire une préférence faible entre les paramètres 3 (talus avec passage) et 4 (talus fermé). En effet un passage dans un talus, qui peut être assez restreint, n'est pas forcément dans le sens d'écoulement préférentiel du ruissellement. Ainsi son influence peut être moindre sur le transfert de MES et un talus avec passage peut avoir la même influence sur le ruissellement qu'un talus fermé. Ce n'est en revanche pas le cas pour un talus partiel, qui possède beaucoup plus "d'ouvertures". Ainsi dans tous les autres cas la préférence est stricte. La comparaison des parcelles étant ici faite entre 2 parcelles (ELECTRE III), il n'y a pas de valeurs caractéristiques par catégorie. Le coefficient $\beta = 1,9$, d'où les valeurs de seuils : Q (0, 0) et P (0, 1.9).

2.5. État des berges (Oir)

Critère qualitatif décrivant l'état structural des berges et leur capacité à transférer des particules dans le cours d'eau. On évalue ici la capacité des berges à émettre des particules dans le cours d'eau, en fonction de leur altération. Quatre paramètres ont été définis et sont évalués par une expertise de terrain prenant en compte le nombre d'abreuvoirs sauvages et la longueur de linéaire de berge altéré.

Ces quatre paramètres sont les suivants :

- 1. Altération importante : la berge est fortement piétinée par les vaches lorsqu'elles s'abreuvent => note 10 ;
- 2. Altération moyenne : présence d'un abreuvoir sauvage, fragilisation de la berge sur quelques mètres => note 6 ;
- 3. Altération faible : effondrements ponctuels naturels ou provoqués, passages busés note 2 ;
- 4. Altération nulle ou pas de berge : pas d'altération anormale notable ou bien la parcelle n'est pas en bord de ruisseau note 0.

Nous avons considéré une préférence faible entre les paramètres 3 (altération faible) et 4 (altération nulle) afin de tenir compte des éventuelles difficultés et erreurs de jugement. Dans tous les autres cas nous avons introduit une préférence forte.

Un veto est introduit, afin de renforcer l'importance de ce critère, entre les paramètres 1 (altération importante) et 3 (faible) ou 4 (nulle). Ainsi une parcelle dont les berges sont très altérées sera forcément plus à risque (donc préférée dans le cas de l'AMCD) qu'une parcelle dont les berges sont faiblement altérées, quelles que soient les performances pour les autres critères. Avec les notations et les seuils choisis, lorsqu'on compare une parcelle avec une altération importante des berges (action A) et une parcelle moyennement altérée (action B), aucun veto ne sera mis en place. La parcelle avec une altération importante sera plus que strictement préférée à l'autre. Un veto est également introduit entre les paramètres 2 (altération moyenne) et 4 (nulle). Ainsi une parcelle dont les berges sont moyennement altérées sera forcément plus à risque (donc préférée dans le cas de l'AMCD) qu'une parcelle dont les berges ne sont pas altérées, quelles que soient les performances pour les autres critères.

Dans le cas du site Oir, le critère Berge est le plus important. Il surclasse tous les autres car la dégradation des berges par le piétinement des animaux peut fournir des particules au ruisseau même en dehors de tout épisode pluvieux, à toute saison. Les particules qui peuvent arriver au cours d'eau en ruisselant sur une route représentent bien peu d'impact face au piétinement répété du lit et des berges du ruisseau par les vaches. La comparaison des parcelles est également faite comme précédemment entre 2 parcelles (ELECTRE III), il n'y a pas de valeurs caractéristiques par catégorie. Les valeurs de seuils sont les suivantes : Q (0, 0) ; P (0, 2) et V (0, 3.9).

1.6. La Ripisylve (Auradé)

Critère qualitatif décrivant le degré de protection du cours d'eau le long des berges par rapport aux transferts de contaminants

Le rôle de la ripisylve est complémentaire par rapport à la bande enherbée explicité ci-dessous. Nous l'avons évalué globalement ainsi que le pourcentage de linéaire qu'elle occupe le long du ruisseau permanent. Nous avons noté *in situ* la présence des différentes strates (arbustives, arborées) et les essences présentes (peupliers, érables, ...). La notation est faite sur une échelle de 0 à 10, suivant son importance boisée et le degré de protection qu'elle présente pour le transfert des contaminants, en considérant 7 paramètres :

- 1. Aucun arbre 0-10% (risque le plus fort) => note 10 ;
- 2. Protection faible, type rangée de peupliers : 10-25% => note 9 ;
- 3. Protection moyenne : 25-50% => note 7 ;
- 4. Protection assez forte : 50-75% => note 5 ;
- 5. Protection forte : 75-100% => note 3 ;
- 6. Protection très forte : 100% boisé => note 2 ;
- 7. Parcelle éloignée du ruisseau => note 0.

Les valeurs de seuils sont les suivantes : Q (0, 0) ; P (0, 1.9) Les valeurs caractéristiques par catégorie figurent dans le *tableau A25-7*.

Tableau A25-7. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "Ripisylve"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
Niveau 1	risque le plus fort	9
Niveau 2	risque fort	7
Niveau 3	risque moyen	5
Niveau 4	risque faible	3
Niveau 5	risque le plus faible	2

Les notations que nous avons choisies traduisent une différence entre chaque type de protection. Aussi le seuil d'indifférence $Q = 0$. Nous avons introduit une préférence faible entre les notations 1 et 2, puis 5 et 6. Ici $\beta = 1,9$ de façon à traduire une préférence stricte entre les connexions 2 et 3, 3 et 4, 4 et 5. $Q(0; 0)$ et $P(0; 1,9)$.

1.7. Les Bandes enherbées (Auradé)

Critère qualitatif décrivant le degré de protection du cours d'eau en amont des berges pour limiter les transferts de contaminants

Les facteurs retenus pour évaluer l'efficacité des bandes enherbées sont :

- la largeur de la bande enherbée,
- l'état de cette bande enherbée,

Nous avons parcouru l'ensemble du réseau hydrographique et noté ces deux états pour chaque parcelle en référence à 11 paramètres. Suivant la réglementation en cours pour l'application de l'éco-conditionnalité des aides de la PAC, nous avons fait le postulat qu'une bande enherbée de qualité suffisante (moyenne) doit être > 5 m et en bon état. La combinaison des deux permet de noter l'efficacité de la bande enherbée.

- Niveau de protection très faible : largeur ≤ 3 m. Qualité mauvaise : note = 15 et qualité bonne : note = 14.
- Niveau de protection faible : largeur > 3 m et < 5 m. Qualité mauvaise : note = 12 et qualité bonne : note = 11.
- Niveau de protection moyenne : largeur > 5 m et < 7 m. Qualité mauvaise : note = 9 et qualité bonne : note = 8.
- Niveau de protection forte : largeur > 7 m et < 9 m. Qualité mauvaise : note = 6 et qualité bonne : note = 5.
- Niveau de protection très forte : largeur ≥ 9 m. Qualité mauvaise : note = 3 et qualité bonne : note = 2.
- Parcelle éloignée du cours d'eau $\Rightarrow$ note = 0.

$Q(0; 0)$ et $P(0; 1,9)$, et les valeurs caractéristiques par catégorie figurent dans le *tableau A25-8*.

Tableau A25-8. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "Bandes enherbées"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
Niveau 1	risque le plus fort	14
Niveau 2	risque fort	11
Niveau 3	risque moyen	8
Niveau 4	risque faible	5
Niveau 5	risque le plus faible	2

Nous avons introduit une préférence faible dans chaque intervalle de largeur suivant la nature de la bande enherbée. De même, la préférence est faible entre la bande enherbée de bonne qualité la plus large et l'absence de bande pour les parcelles non riveraines du ruisseau. Q (0 ; 0) et P (0 ; 1,9).

1.8. L'occupation du sol (Oir et Auradé)

Critère qualitatif décrivant l'occupation agricole de chaque parcelle et son aptitude à faciliter ou non les processus d'érosion et de ruissellement. Ce critère retranscrit les différents types d'occupation du sol évalués par des enquêtes auprès des agriculteurs et par une validation sur le terrain, avant de créer la couche correspondante sur le SIG.

Sur le BV de l'Oir, on distingue :

- 1. Maïs sans cultures intermédiaires => note 6 ;
- 2. Maïs avec cultures intermédiaires => note 4;
- 3. Autres céréales => note 3;
- 4. Prairies et cultures pérennes => note 1.

Le maïs sans culture intermédiaire apparaît comme l'occupation du sol la plus à risque par rapport aux phénomènes érosifs et de ruissellement. En effet un travail du sol important, notamment d'ameublissement, est réalisé avant les semis printaniers de maïs. Or à cette période ont lieu les pluies les plus violentes dans cette région d'étude, pluies qui peuvent causer des départs de terre importants sur des sols ameublés avec une couverture du sol quasi-inexistante voire nulle.

Les prairies et autres cultures pérennes, qui sont ici des vergers enherbés, apparaissent bien évidemment comme les cultures les moins à risque. En effet leur couverture du sol permanente ainsi que leur système racinaire développé protègent efficacement le sol.

Les céréales présentent quant à elles un risque intermédiaire. En effet elles nécessitent un travail du sol, et donc un ameublissement de ce dernier, et ne couvrent pas le sol toute l'année. Elles sont donc plus à risque que les prairies. Cependant la période de travail du sol, qui est hivernale, ne correspond pas aux violentes pluies printanières et le pour les céréales est moindre que celui du maïs. Nous avons décidé de noter le maïs avec culture intermédiaire comme étant plus à risque que les céréales, mais moins que le maïs sans intermédiaire. En effet, bien que la culture intermédiaire augmente la période de couverture du sol, la période de semis de maïs demeure sensible.

Cependant nous avons introduit une préférence faible entre les céréales et le maïs avec culture intermédiaire, jugeant que la différence de risque induite par ces occupations du sol n'était pas toujours très nette et dépendait notamment du type de culture intermédiaire utilisée. Dans tous les autres cas nous avons introduit des préférences fortes : Q (0 ; 0) et P (0 ; 1,9).

Sur le BV d'Auradé, la nature des productions est plus variée que sur le BV Oir. Aussi nous avons classé les cultures en trois groupes : cultures d'été, d'automne et les cultures pérennes. Les notations par rapport au risque érosion et ruissellement sont présentées dans le *Tableau A25-9*.

Tableau A25-9. Échelle de notation pour le critère couverture du sol (Érosion) sur le BV d'Auradé

Type de culture	Culture	Note
Cultures d'été	Tournesol	8
	Maïs	8
	Soja	8
	Haricot	8
	Ail, Oignon	8
Cultures d'automne	Céréales à pailles	3
	Colza	4

Cultures pérennes	Vigne non enherbée	10
	Verger non enherbée	10
	Vigne enherbée	2
	Verger enherbée	2
	Prairie-Jachère	1

La prairie se caractérise donc par une grande stabilité de sol, les quelques lopins de vigne ou de vergers enherbés aussi : nous avons introduit une préférence faible entre ces deux catégories. Puis avec les céréales à paille, la préférence est stricte ($\beta = 1,9$) car le sol est moins couvrant. Le colza est semé à une densité moins forte que les céréales paille, ce qui justifie une préférence faible en termes de risque.

Les cultures estivales laissent un sol nu sur une plus grande période et de ce fait présentent un risque supérieur d'autant plus que l'écart inter rang est important (0,60m pour le tournesol). En revanche le soja est semé à 0,35m.

Les petites parcelles de vigne ou vergers non enherbées présentent des risques les plus importants en terme d'érosion car les intervalles travaillés inter rangs sont larges.

Tableau A25-10. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "Couverture du sol"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
Niveau 1	risque le plus fort	10
Niveau 2	risque fort	8
Niveau 3	risque moyen	4
Niveau 4	risque faible	2
Niveau 5	risque le plus faible	1

1.9. Critère de pression agricole pour les intrants azotés et phytosanitaires (Auradé)

Critère quantitatif qui permet d'évaluer les apports de l'agriculture (engrais azotés et produits phytosanitaires) par culture sur chaque parcelle.

- **Fertilisants Azotés** : Nous avons fait le choix de prendre en compte les apports totaux sur la parcelle, car le risque est très important juste après les apports, c'est-à-dire si la pluie intervient après un apport, avant que la plante n'ait tout absorbé. C'est à ce moment-là qu'à lieu le lessivage d'azote. Les apports peuvent être fait en plusieurs fois, le risque de lessivage des nitrates est alors plus faible. Pour considérer les bonnes pratiques des agriculteurs, nous avons choisi de créer un indicateur composite qui tient à la fois compte des apports et du fractionnement. Pour cela nous avons utilisé les apports totaux que nous avons corrigés à la baisse lorsque les apports étaient faits en plusieurs fois (*Tableau A25-11*).

Tableau A25-11. Correction des apports pour prendre en compte le fractionnement

Nombre d'apports	% de l'apport total
1	100%
2	85%
3	75%
4 et plus	70%

Par exemple si on compare deux agriculteurs qui apportent une dose de 180 U d'azote sur une parcelle de blé dur. L'un apporte en 2 fois, l'autre en 4 fois. Nous obtiendrons les valeurs de performances suivantes : 1. $180 \times 85\% = 153$ et 2. $180 \times 70\% = 126$.

La parcelle qui présente moins d'apports fractionnés sera donc pénalisée. Les valeurs caractéristiques de la classe de risque sont les suivantes (*Tableau A25-12*).

Tableau A25-12. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "apports azotés"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
niveau 1	risque très fort	130
niveau 2	risque fort	100
niveau 3	risque moyen	70
niveau 4	risque faible	40
niveau 5	risque très faible	20

Nous choisissons une préférence faible entre les catégories de risque 4 et 5. Le seuil d'indifférence $Q = 5$. On choisit une préférence stricte entre les autres niveaux de risque. Le seuil de préférence est alors calculé avec un coefficient $\beta = 25$ d'où les valeurs de seuils : $Q(0, 5)$ et $P(0, 25)$.

- **Produits phytosanitaires** : Le risque phytosanitaire apprécié par l'indice de fréquence de traitement (IFT) permettant de rendre compte de l'intensité des traitements phytosanitaires sur une parcelle. Il est calculé comme suit :

$$\text{IFT} = \frac{\text{Dose appliquée} \times \text{Surface}}{\text{Dose homologuée} \times \text{Surface de la parcelle}}$$

On calcule l'IFT pour chaque traitement appliqué à la parcelle.

- L'IFT Herbicide = $\sum$ IFT traitement herbicides.
- L'IFT Hors Herbicide = $\sum$ IFT traitement Fongicides, Insecticides et Anti-Limace.

L'échelle de valeur de risque pour la pression phytosanitaire adaptée au BV d'Auradé est la suivante :

Tableau A25-13. Notation du critère de pression phytosanitaire

Classes d'IFT	Appréciation du risque
> 4	très fort
[2 - 4[	fort
[1 - 2[	moyen
[0.5 - 1[	faible
[0- 0.5 [	très faible

Les valeurs caractéristiques de la classe de risque sont les suivantes (*Tableau A25-14*).

Tableau A25-14. Valeurs caractéristiques par catégorie pour le critère "produits phytosanitaires"

Catégorie	Nature du risque	Valeur caractéristique de la classe (Auradé)
niveau 1	risque très fort	4.5
niveau 2	risque fort	3
niveau 3	risque moyen	1.5
niveau 4	risque faible	0.75
niveau 5	risque très faible	0.25

On choisit une préférence faible entre les niveaux de risque 3 et 4, 4 et 5. Le seuil d'indifférence $Q = 0,25$. Pour mettre en avant les fréquents traitements phytosanitaires, on choisit une préférence stricte entre les niveaux de risque 1 et 2, 2 et 3. Le seuil de préférence est alors calculé avec un coefficient $\beta = 0,95$: $Q(0, 0,25) P(0, 0,95)$.

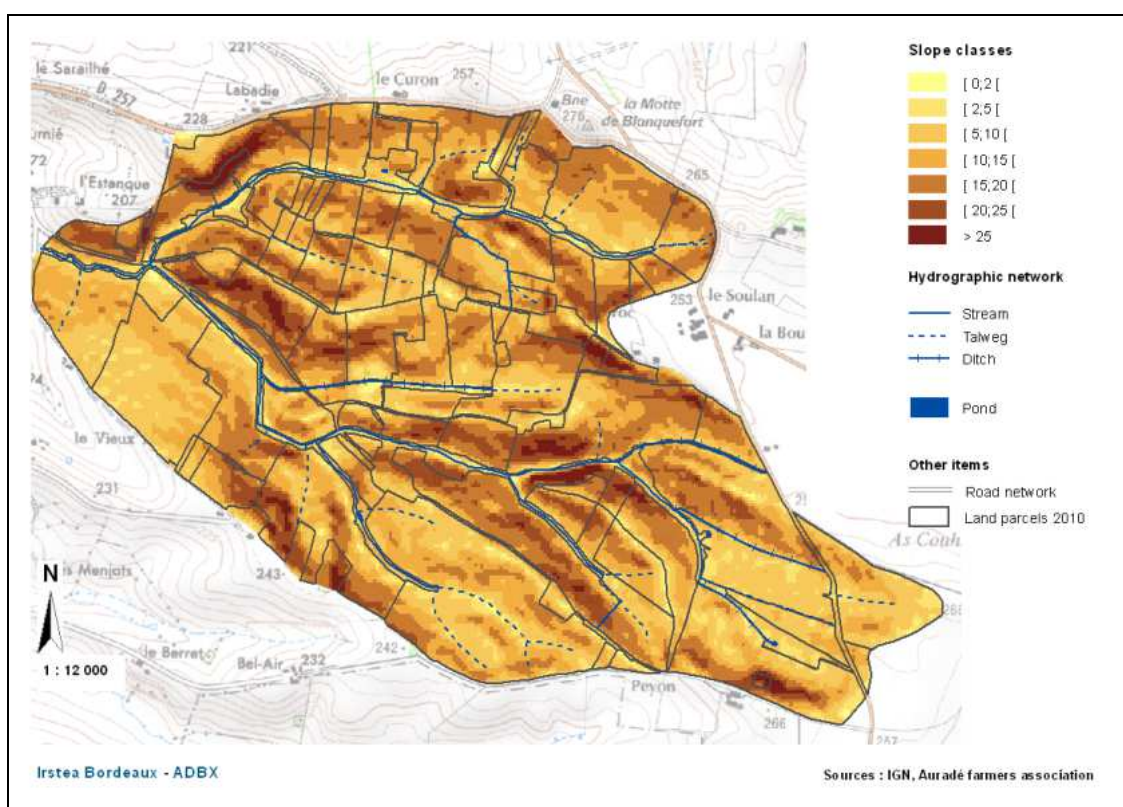
• **Utilisation des seuils de véto pour les critères de pression :**

Le seuil de véto permet d'empêcher un surclassement notamment d'une catégorie de risque inférieur vers un niveau supérieur. Ainsi cela est particulièrement important pour le critère de pression agricole : phytosanitaire et azote. Car même dans le cas d'une très forte vulnérabilité, si la pression appliquée est nulle, il ne peut y avoir de risque. Cela est évident dans le cas des prairies qui sont alors affectées en catégorie C5 du niveau de risque le plus faible. *Le véto permet de donner de l'importance à un critère minoritaire lorsqu'il est en opposition avec la majorité.*

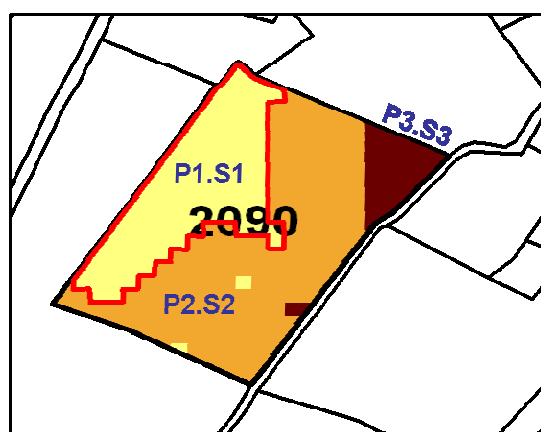
Plus ce seuil est proche du seuil de préférence P , plus il restreindra le modèle. Pour qu'il ne soit pas trop restrictif et qu'il ne permette pas un véto entre deux catégories de risques consécutifs, il faut aussi qu'il soit supérieur à l'intervalle entre les deux valeurs caractéristiques de classes consécutives. Nous avons ainsi défini les seuils de véto suivants :

- Érosion : $S_v = 5$;
- Apports d'azote- : $S_v = 40$;
- Produits phytosanitaires : $S_v = 3$.

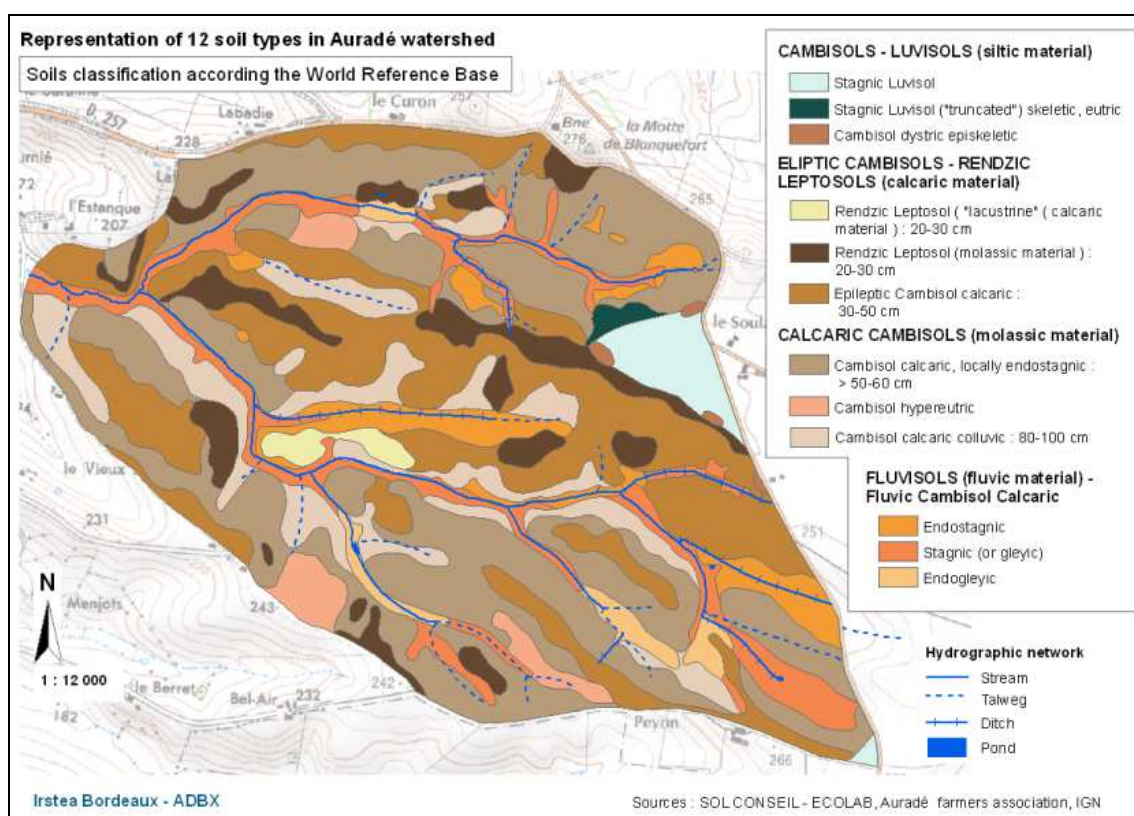
Annexe 26. Slope classes in Auradé Watershed



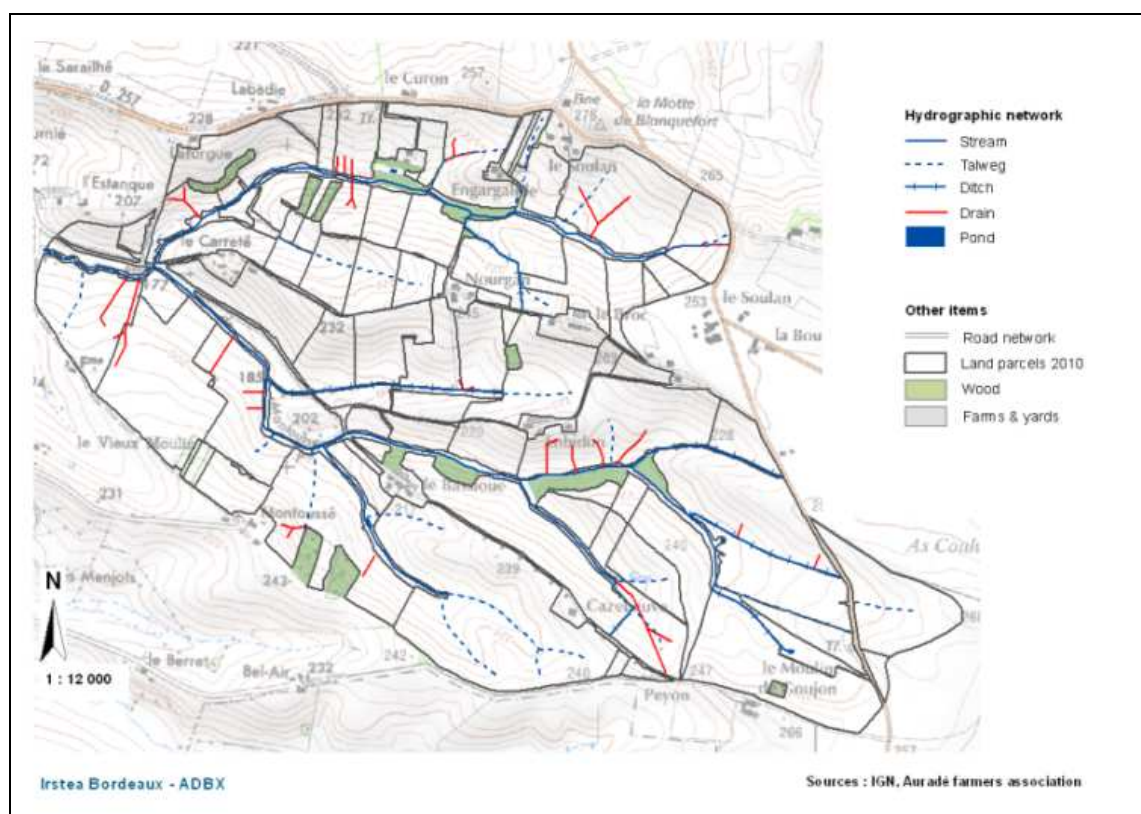
Annexe 27. Illustration of the combination Pu.Su of homogeneous slopes Pu with their calculated surface Su, in each farming parcel



Annexe 28. Auradé Watershed: all categories of soils types



Annexe 29. Hydrographical network in Auradé Watershed



Annexe 30. Auradé, 2010: performances of the agricultural parcels by criterion**Table A1** Auradé, 2010: performances of the agricultural parcels by criterion (continued)

<i>No. parcel</i>	<i>g₁ Slope/area (Pu.Su)</i>	<i>g₂ Soil type</i>	<i>g₃ Connectivity</i>	<i>g₄ Vegetative filter strip</i>	<i>g₅ Riparian zone</i>	<i>g₆ Pesticides TFI</i>
a ₂₅	338,603	6.25	5	0	0	2.45
a ₂₆	321,089	3.99	8	2	3	1.13
a ₂₇	273,173	4.49	9	2	10	0
a ₂₈	442,204	6.73	5	0	0	2.45
a ₂₉	53,718	2.5	8	2	10	0
a ₃₀	276,235	4.61	8	6	5	0.73
a ₃₁	34,462	1.41	8	2	10	0
a ₃₂	957,077	4.44	8	6	5	1.73
a ₃₃	159,485	6.15	3	0	0	1.13
a ₃₄	148,518	4.62	8	3	9	3.7
a ₃₅	401,591	5.18	9	3	9	1.13
a ₃₆	71,299	5.34	1	0	0	1.61
a ₃₇	39,344	4.31	1	0	0	4
a ₃₈	65,460	5.38	1	0	0	1.61
a ₃₉	78,232	7.25	5	0	0	4.5
a ₄₀	52,779	7.04	5	0	0	0.73
a ₄₁	192,692	6.09	5	0	0	0.73
a ₄₂	440,211	5.56	6	15	2	0.73
a ₄₃	12,790	8	3	0	0	4.5
a ₄₄	593,224	5.95	5	0	0	3.23
a ₄₅	612,012	6.05	5	0	0	0.73
a ₄₆	441,262	6.75	5	0	0	0.73
a ₄₇	461,606	6.25	5	0	0	0.73
a ₄₈	903,689	5.08	5	0	0	2.1
a ₄₉	156,287	8	1	0	0	0
a ₅₀	203,466	8	1	0	0	0
a ₅₁	25,260	1	5	0	0	3.23
a ₅₂	180,628	4.18	1	0	0	0
a ₅₃	99,161	1.84	5	0	0	3.23
a ₅₄	310,156	4.8	8	8	5	2.17
a ₅₅	279,610	3.91	8	11	3	3.23
a ₅₆	85,463	3.22	8	2	10	0
a ₅₇	1,144,839	5.9	9	8	3	1.76
a ₅₈	936,709	4.82	9	8	5	2.17
a ₅₉	17,084	5.89	1	0	0	10
a ₆₀	60,918	6.19	1	0	0	2.63
a ₆₁	415,918	5.48	1	0	0	1.92

Table A1 Auradé, 2010: performances of the agricultural parcels by criterion (continued)

<i>No. parcel</i>	<i>g₁ Slope/area (Pu.Su)</i>	<i>g₂ Soil type</i>	<i>g₃ Connectivity</i>	<i>g₄ Vegetative filter strip</i>	<i>g₅ Riparian zone</i>	<i>g₆ Pesticides TFI</i>
a ₆₂	1,157,282	6.63	3	0	0	3.23
a ₆₃	130,242	5.57	8	8	3	3.23
a ₆₄	25,279	7.42	8	9	5	0.56
a ₆₅	517,341	5.66	8	9	10	2.1
a ₆₆	1,868,644	7.14	9	6	9	1.05
a ₆₇	354,671	6.61	5	0	0	3.97
a ₆₈	1,466,111	6.65	6	8	3	1.27
a ₆₉	474,578	2.37	8	2	3	1.6
a ₇₀	201,485	3.71	5	0	0	1.4
a ₇₁	688,212	4.32	1	0	0	3.97
a ₇₂	62,185	4	1	0	0	4.27
a ₇₃	102,662	1.02	5	0	0	0
a ₇₄	1,336,347	3.68	5	0	0	2.19
a ₇₅	375,358	4.52	5	0	0	1.4
a ₇₆	709,264	4.27	8	8	3	1.4
a ₇₇	655,143	3.65	9	6	7	1.05
a ₇₈	187,499	4.6	8	6	3	1.05
a ₇₉	1,820,720	3.97	8	5	7	1.76
a ₈₀	298,721	5.4	8	6	7	1.76
a ₈₁	120,494	4.1	1	0	2	1.76
a ₈₂	39,357	3.12	8	8	2	2.63
a ₈₃	34,979	4.23	8	6	9	10
a ₈₄	178,489	3.62	8	5	9	2.17
a ₈₅	1,600,987	4.15	9	3	9	2.17
a ₈₆	2,621,012	4.15	8	9	9	4.66
a ₈₇	29,300	5.83	1	0	0	10

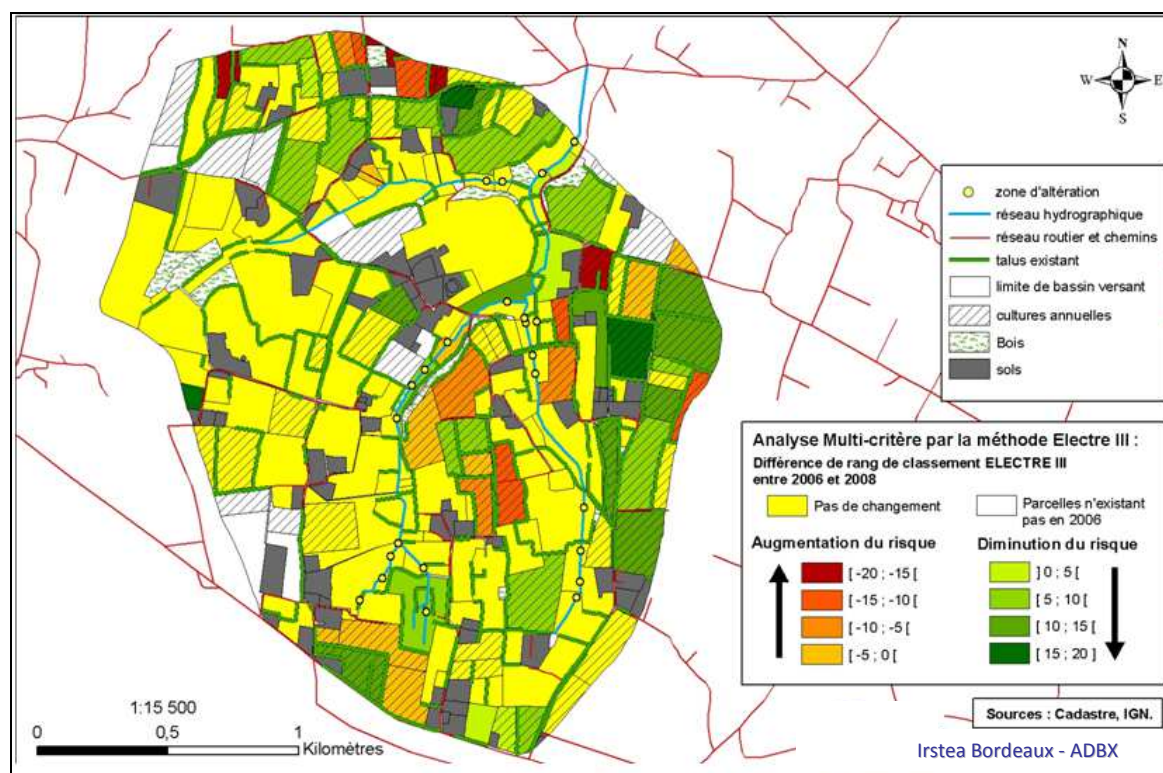
Annexe 31. Sensitivity and robustness: table of the weighting tests results

<i>Weighting tests</i>		<i>% UC</i>	<i>% ACRI</i>	<i>% ACR2</i>
W01	<i>Weighting base, for soluble substances</i>	65.5	64.4	97.7
W02	Equal weights for each criterion	42.5	40.2	95.4
W03	Increase pesticide pressure: 30% to 40%	75.9	69.0	92.0
W04	Pesticide weight 40%, and BEPs minimum	74.7	69.0	86.2
W05	Pesticide weight 30%, and BEPs minimum	74.7	67.8	90.8
W06	Weighting for insoluble substances	75.9	60.9	80.5

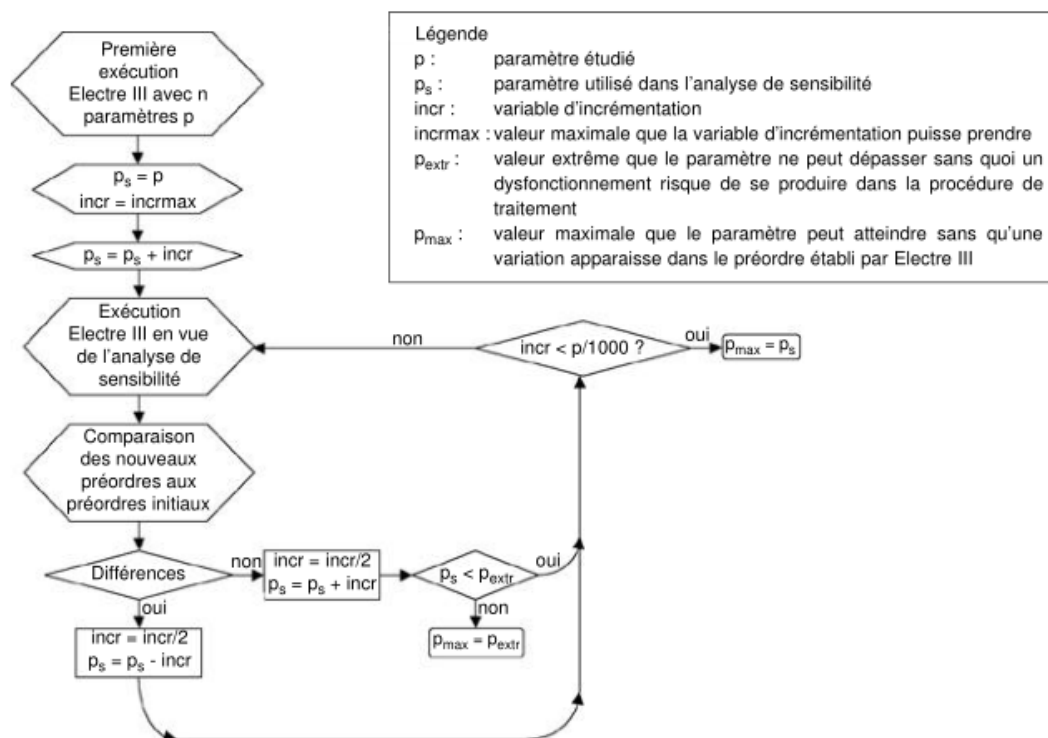
Annexe 32. Sensitivity and robustness: table of the credibility level index tests results

<i>Tests of credibility level index λ</i>	<i>% UC</i>	<i>% ACRI</i>	<i>% ACR2</i>
0.55	88.5	77.0	81.6
0.60	85.1	77.0	92.0
0.65	78.2	73.6	94.3
0.70	65.5	64.4	97.7
0.75	59.8	58.6	97.7

Annexe 33. Évolution entre 2006 et 2008 des rangs du risque de transfert de MES pour chaque parcelle sur le BV du Moulinet



Annexe 34. Algorithme de l'analyse de sensibilité pour le modèle ELECTRE III



Recherche de la valeur maximale (p_{max}) du paramètre p

D'après Ben Mena (2001a)

Annexe 35. Analyses de robustesse des critères sous ELECTRE III pour le traitement sur le BV Violettes en 2008

A- Critère Talus

		Talus						
Q \ P	P	0	1	2	3	4	5	6
0								
1								
2								
3								
4								
5								
6								

Résultat de l'analyse de robustesse du résultat pour le critère Talus

Les zones hachurées correspondent aux combinaisons de paramètres non possibles (en effet P doit être supérieur à Q). Les zones en vert correspondent aux combinaisons conformes à la solution initiale, et les zones en rouge aux combinaisons non conformes. L'étoile rouge correspond aux paramètres initiaux (d'après, Dumas, 2009).

Le résultat est moins robuste pour ce critère que pour le critère *Connexion*. Pourtant les 10 parcelles les plus à risque ont une note moyenne de 5 pour ce critère, sur une échelle de 1 à 6. On aurait donc pu s'attendre à ce que ces 10 parcelles restent en tête pour une plage plus grande de paramètres. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que le critère *Talus* a un poids plus grand que le critère *Connexion*, ainsi une modification de ce critère aura plus d'influence sur le résultat.

B- Critère Occupation du sol

		Occupation du sol						
Q \ P	P	0	1	2	3	4	5	6
0								
1								
2								
3								
4								
5								
6								

Résultat de l'analyse de robustesse du résultat pour le critère Occupation du sol

Les zones hachurées correspondent aux combinaisons de paramètres non possibles (en effet P doit être supérieur à Q). Les zones en vert correspondent aux combinaisons conformes à la solution initiale, et les zones en rouge aux combinaisons non conformes. L'étoile rouge correspond aux paramètres initiaux (d'après, Dumas, 2009).

Le résultat est moins robuste pour ce critère que pour les critères *Connexion*, *Talus*, *Occupation du sol*. Cela peut s'expliquer par le fait que les 10 parcelles les plus à risque ont une performance moyenne de 3, 4 pour ce critère *Occupation du sol*, sur une échelle de notation qui va de 1 à 6. Ainsi, des parcelles possédant une occupation du sol plus à risque peuvent remonter dans le classement lorsque P diminue, et des parcelles avec une occupation du sol moins à risque peuvent également remonter dans le classement lorsque Q et P augmentent.

C- Critère *Berges*

		Berges						
Q \ P	P	0	1	3	4	6	7	V
0								0
								1
								3
								4
								6
								7
1								0
								1
								3
								4
								6
								7
3								0
								1
								3
								4
								6
								7
4								0
								1
								3
								4
								6
								7
6								0
								1
								3
								4
								6
								7
7								0
								1
								3
								4
								6
								7

Résultat de l'analyse de robustesse du résultat pour le critère Berges, avec seuil de veto

Les zones hachurées correspondent aux combinaisons de paramètres non possibles (en effet P doit être supérieur à Q). Les zones en vert correspondent aux combinaisons conformes à la solution initiale, et les zones en rouge aux combinaisons non conformes. L'étoile rouge correspond aux paramètres initiaux (d'après, Dumas, 2009).

La "plage de conformité" de ce critère est très grande. Cela s'explique par la distribution des parcelles pour ce critère. En effet, la grande majorité des parcelles ont des berges non altérées ou ne possèdent pas de berges : elles ne sont donc pas concernées par ce critère. Seules trois parcelles ont des berges altérées de façon importante, sur les 10 les plus à risque.

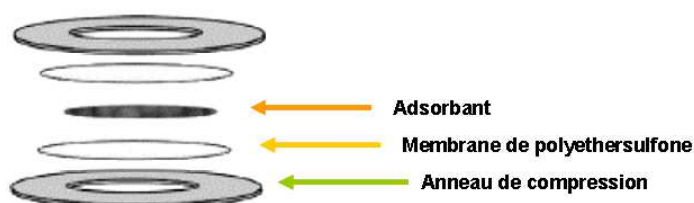
D- Critère *Pente des terrains*

		Pente, β (en milliers)																
q \ p		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150	160
0		★																
10																		
20																		
30																		
40																		
50																		
60																		
70																		
80																		
90																		
100																		
110																		
120																		
130																		
140																		
150																		
160																		

		Pente, α													
q \ p		0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1	1.1	1.2	1.3
0		★													
0.1															
0.2															
0.3															
0.4															
0.5															
0.6															
0.7															
0.8															
0.9															
1															
1.1															
1.2															
1.3															

Contrairement aux autres critères, le critère *Pente des terrains* possède des seuils fonctions des performances des parcelles, puisqu'il est de nature quantitative avec des valeurs continues. Nous devons ici considérer 4 paramètres : $\beta(Q)$, $\alpha(Q)$, $\beta(P)$ et $\alpha(P)$, ce que nous avons effectué en faisant varier simultanément $\beta(Q)$ et $\beta(P)$ puis $\alpha(Q)$ et $\alpha(P)$. Le résultat est très robuste pour ce critère *Pente des terrains*, que ce soit vis-à-vis des β ou des α . En effet les résultats restent conformes jusqu'à des β dépassant les 100 000, alors que les β initiaux sont inférieurs à 1000. Dans le cas des α , les résultats restent conformes jusqu'à des α dépassant 0.6, alors que les α initiaux sont inférieurs à 0.05. Cela peut s'expliquer par le fait que les 10 parcelles les plus à risque ont une performance moyenne pour le critère Pente de 294 600 alors que la moyenne sur l'ensemble des parcelles est de 120 907. Ainsi chacune de ces 10 parcelles se trouve dans les 50% de parcelles ayant la Pente la plus grande, et 5 de ces parcelles se trouvent dans les 10 parcelles ayant la plus grande Pente. Il est assez logique que, lorsqu'on modifie uniquement les paramètres du critère Pente, ces parcelles restent dans les plus à risque. Nous pouvons également expliquer ce résultat par les petites valeurs initialement prises par les seuils. En effet les différences de performance pour ce critère pouvant être très grandes entre deux parcelles (de l'ordre de plusieurs centaines de milliers), il est compréhensible que l'on puisse faire varier grandement les seuils avant d'obtenir des changements de résultat significatifs.

Annexe 36. Échantillonneur passif "POCIS"



D'après Mazzella (2009)

Chaque "POCIS" contient 200 mg de phase solide adsorbant, exposée dans le milieu pendant une durée plus ou moins longue. L'acier inoxydable a été utilisé pour sa fabrication afin de ne pas contaminer les échantillons qui vont capter les composés présents dans l'eau. Les POCIS présentent plusieurs types d'avantages :

- Intérêt quantitatif : La quantification de composés présents en quantités inférieures aux limites de détection habituelles.
- Intérêt environnemental : Intégration dans le temps
- Intérêt qualitatif : Accumulation/piégeage de composés ciblés et non ciblés

