



HAL
open science

Transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires utilisées en agriculture : dynamique de mobilisation, atténuation possible et impact sur les cours d'eau

Véronique Gouy

► **To cite this version:**

Véronique Gouy. Transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires utilisées en agriculture : dynamique de mobilisation, atténuation possible et impact sur les cours d'eau. Sciences de l'environnement. HDR, Université Lyon I, 2012. tel-02598136

HAL Id: tel-02598136

<https://hal.inrae.fr/tel-02598136v1>

Submitted on 15 May 2020

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

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

Mémoire établi pour l'Université Claude Bernard Lyon 1
en vue de l'obtention du

Diplôme d'Habilitation à Diriger des Recherches

par

Véronique Gouy

*UR Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions,
équipe Pollutions Diffuses
IRSTEA, Lyon*

**Transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires
utilisées en agriculture :**
dynamique de mobilisation, atténuation possible et impact sur les cours d'eau

Rapport scientifique



Liger L., Cemagref

présenté le 22 juin 2012 devant le jury composé de :

Enrique Barriuso, Prof. INRA de Grignon	rapporteur
Jean-Marc Chovelon, Prof. Université Claude Bernard, Lyon	examinateur
Chantal Gascuel, Prof. INRA de Rennes	rapporteur
Caroline Grégoire, H.D.R. ENGEES, Strasbourg	rapporteur
Jean-Joël Gril, ex-collègue du Cemagref, Lyon	invité
Patrick Ravanel, Prof. Université Joseph Fourier, Grenoble	examinateur
Marc Voltz, D.R. INRA de Montpellier	examinateur

En guise d'ouverture ...

Je vous invite à une balade en suivant les chemins des eaux de surface, de leur genèse par ruissellement à leur écoulement au sein des petits cours d'eau : presque invisibles à leur naissance ; vives et impétueuses, puis majestueuses, plus en aval ; sources de la vie et de l'imaginaire ... et si fragiles pourtant.

Avant de rentrer en matière, quelques lignes inspirées de la découverte du lac d'Aiguebelette lors du XX^e congrès du Groupe Français des Pesticides à Lepin Le Lac, en mai 1990 :

*« A l'heure où point la rosée, j'étais dans le pré,
Sur une sente incertaine où mes pieds se perdaient.
Je dévalais pourtant, grisée par le vent de mai,
et par l'air vif de la montagne, encore embrumée.*

*A l'herbe succédèrent des arbres emmêlés.
Puis la terre devint môle, d'un profond noir de jais.
Elle sentait les roseaux et les feuilles mouillées.*

*Je m'arrêtai soudain aux aguets ...
Il était là tout près :
Mon pouls agité le devinait.*

*C'est alors que je l'entendis respirer,
Dans le glissement élastique de l'onde déployée,
La conversation discrète des barques désœuvrées,
L'ultime frémissement de ses lèvres abandonnées.*

*Deux pas les yeux fermés et il s'est dévoilé,
Et je l'ai embrassé.
Cœur vibrant qui contient le ciel tout entier,
Et la terre révélée, et mon âme reposée.*

*Il murmure à mon oreille des secrets,
Je chante dans ses cheveux ondulés,
Et nos voix se marient en un hymne sacré :
La reconnaissance émerveillée
Des enfants retrouvés. »*

Je remercie ici toutes celles et tous ceux, en France et ailleurs, qui m'ont aidée à développer mon esprit scientifique et à améliorer mes méthodes de recherche. Je les remercie tout autant pour leurs qualités humaines qui me furent également un exemple. Je pense plus particulièrement à René Belamie, qui fut le premier à me faire confiance lors de mes débuts en recherche, et à mes collègues de l'équipe Pollutions Diffuses et du Laboratoire des Micropolluants.

J'adresse aussi mes remerciements à celles et ceux qui m'ont donné les moyens de mener ces recherches.

J'insiste enfin sur le fait que les travaux que j'expose ci-après sont le fruit tant de recherches personnelles que de réflexions collectives entre scientifiques de divers horizons et avec des personnes du monde socio-économique. Autant d'hommes et de femmes qui œuvrent pour concilier les activités humaines et la qualité des milieux aquatiques.

Table des matières

Abréviations et sigles utilisés.....	7
I.Préambule.....	11
II.Introduction : enjeux socio-économiques et problématique scientifique.....	12
<i>Volet 1. Mieux comprendre et quantifier la mobilisation des substances phytosanitaires et leur distribution entre les phases liquide et solide au sein du ruissellement d'une parcelle agricole.....</i>	
1.Préambule.....	19
2.Facteurs clés de l'entraînement des substances phytosanitaires dans le ruissellement et flux associés.....	19
3.Formes du transfert.....	22
3.1. Analyse de la distribution entre les phases liquide et solide.....	24
3.2. Analyse des flux totaux au sein de chaque phase liquide ou solide observés en conditions naturelles.....	26
4.Variabilité temporelle de la distribution des substances phytosanitaires entre phases liquide et solide au sein d'un événement ruisselant.....	30
5.Réflexions sur la modélisation du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement.....	37
6.Conclusions et perspectives du volet 1.....	40
<i>Volet 2. Mieux comprendre et quantifier la rétention des substances phytosanitaires transférées par voie hydrique au sein des zones d'interface que sont les fossés agricoles.....</i>	
1.Préambule.....	45
2.Mise en évidence d'une rétention des substances phytosanitaires au sein de fossés agricoles et de l'importance des aspects cinétiques.....	46
3.Influence de la géométrie du fossé, de la forme du substrat et de la vitesse de l'écoulement sur la rétention des substances phytosanitaires.....	52
4.Approches de modélisation.....	57
5.Conclusions et perspectives du volet 2.....	59
<i>Volet 3. Mieux cerner l'incidence des substances phytosanitaires transférées par voie hydrique sur la qualité des petits cours d'eau... </i>	
1.Préambule.....	65
2.Evolution spatio-temporelle de la contamination dans les cours d'eau.....	65
2.1 Evolution spatiale.....	68
2.2. Dynamique temporelle.....	69
2.3. Influence de la stratégie d'échantillonnage sur l'évaluation des flux.....	72
2.4. Principales conclusions.....	73
3.Incidence de la dynamique de la contamination sur l'impact biologique au sein des cours d'eau.....	74
4.Conclusions et perspectives du volet 3.....	77
III.Conclusions et perspectives.....	79
IV.Références bibliographiques.....	90
Annexe 1 : Synthèse d'études du transfert de substances phytosanitaires dans le ruissellement.....	103

Annexe 2 : Distribution des substances entre phases liquide et solide	114
Annexe 3 : Modèle de transfert dans le canal utilisé (Elliott and Brooks 1997b, Eylers, 1994).....	115
Annexe 4 : Substances phytosanitaires observées sur les matières en suspension au sein de cours d'eau.....	117
Annexe 5 : Résumé du parcours scientifique.....	118
V. Annexe 6 : Curriculum Vitae détaillé.....	135
.....	135

Abréviations et sigles utilisés

ACTA : Le réseau des instituts des filières animales et végétales
AIP : Action Incitative Programmée
ANR : Agence Nationale de la Recherche
ASS : Action Scientifique Structurante
ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement
BCPC : British Crop Production Council
BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CDD : Contrat à Durée Déterminée
CE : Communauté Européenne
CEH : Centre for Ecology and Hydrology
CEVH : Centre d'Ecologie Végétale et d'Hydrologie
CFGI : Conseil Formation Gestion Informatique
CGEaux : Compagnie Générale des Eaux
Chl a : Chlorophylle a
CE50 : concentration efficace d'un polluant causant un effet toxique donné (par exemple sur une fonction telle que la respiration, la photosynthèse, ...) chez 50% des entités exposés, après un temps d'exposition normalisé.
CL50 : concentration létale d'un polluant provoquant 50% de mortalité des entités exposées après un temps d'exposition normalisé.
CMA : Concentration Maximale Admissible
CNRS : Centre National de Recherche Scientifique
CO : Carbone Organique
Conc. : Concentration
COST : European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research
COT : Carbone Organique Total
CPER : Contrat de Plan Etat-Région
CREAMS : Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
CRIN : club de l'association ECRIN
CROPPP : Cellule Régionale d'Observation et de Prévention de la Pollution par les Pesticides
DCA : Dichloro-aniline
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
DCMU : dichlorophenyl- methyl urée
DEFRA : Department for Environment, Food and Rural Affairs of the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food
DFF : Diflufénicanil
DG-SANCO : Direction Générale de la Santé et de la Protection des Consommateurs de la Commission européenne
DGAL : Direction Générale de l'Alimentation du Ministère en charge de l'agriculture
DIREN : Direction Régionale de l'Environnement
DIU : Diuron
DRAF : Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt
DT50 : demie vie d'une substance
EC2CO : Écosphère Continentale et Côtière
ECCO : Écosphère continentales environnementaux
ECRIN : Échange et Coordination Recherche Industrie
ENESAD : Établissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique de Dijon
ENGEES : École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg
ENITRTS : École Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires

ENS : École Normale Supérieure
 ENSAIA : École Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires
 ENSAM : École Nationale Supérieure d'Agronomie de Montpellier
 ENSIA : École nationale supérieure des industries agricoles et alimentaires
 ENSP : École Nationale Supérieure du Paysage
 ENVA : École Nationale Vétérinaire d'Alfort
 EURAQUA : European Network of Freshwater Research Organisations
 FCPR : Formation Complémentaire par la Recherche
 FEOGA : Fonds européen d'orientation et de garantie agricole
 FOCUS : FORum for the Coordination of pesticide fate models and their Use
 GDR : Groupement De Recherche
 GFP : Groupe Français des Pesticides
 GIP : Groupement d'Intérêt Public
 GLEAMS : Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems
 GRAIE : Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau
 GRAPE : Groupe Rhône-Alpin Pollutions et Ecosystèmes
 HPLC : High-Performance Liquid Chromatography
 IAWQ : International Association on Water Quality
 IGN : Institut Géographique National
 IGREF : Ingénieur du Génie Rural des Eaux et des Forêts
 IMFS : Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg
 INA-PG : Institut National Agronomique – Paris Grignon
 INHP : Institut National d'Horticulture et du Paysage
 INPL : Institut National Polytechnique de Lorraine
 INRA : Institut National de Recherche Agronomique
 INSA : Institut National des Sciences Appliquées
 IPSL : Institut Pierre-Simon Laplace
 IPU : Isoproturon
 IRCE : Institut de Recherche sur la Catalyse et l'Environnement
 IRSTEA : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
 ISMAP : Integrated System and Services for the Management of Agricultural Pollution
 ISTIL : Institut des Sciences et Techniques de l'Ingénieur de Lyon
 ITCF : Institut Technique des Céréales et des Fourrages
 ITR : Ingénieur des Travaux Ruraux
 IUPAC : International Union of Pure and Applied Chemistry
 IWA : International Water Association
 Kd : coefficient d'adsorption ou coefficient de partage / de distribution entre phases solide et liquide
 Koc : coefficient Kd normalisé par rapport au taux de carbone organique du sol
 LHF : Laboratoire Hydraulique de France
 LIFE : L'Instrument Financier pour l'Environnement de la Commission européenne
 LTHE : Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement
 MA : Moyenne Annuelle
 MAAPAR : Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales
 MACRO : non-steady state water and solute transport in MACROporous field soils
 MATE/DE : Ministère de Aménagement du Territoire et de l'Environnement/Direction de l'Eau
 MEDD : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable
 MEEDDM : Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer
 MES : Matières en Suspension

MSSC : Matières Sèches Sans Cendres
NQE : Norme de Qualité Environnementale
NSERC : Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
PEER : Partnership for European Environmental Research
PIREN : Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement
POCIS : Polar Organic Chemical Integrative Sampler
ppm : partie par million(exemple : mg/kg)
PRECODD-ECOTECH : Programme de Recherche Écotechnologies et Développement
Durable
SAU : Surface Agricole Utile
SBSE : Stir Bar Sorptive Extraction
SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SFER : Société Française d'Economie Rurale
SHS : Sciences Humaines et Sociales
SIE : Système d'Information Environnementale
SIRIS : Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores
SOeS : Service de l'Observation et des Statistiques du Ministère chargé de l'environnement
SRAE : Service Régional de l'Aménagement des Eaux
SSM : Structure Scientifique Mixte INRA-DGAL
SWAPP-CPP : Surface water protection against diffuse crop protection products release
TBZ : Tébuconazole
TOXSWA : TOXic substances in Surface WAters
UJF : Université Joseph Fourier
ULP : Université Louis Pasteur
UPMC : Université Pierre et Marie Curie
USDA : United States Department of Agriculture
V : vitesse de l'écoulement, cm/s
ZABR : Zone Atelier du Bassin du Rhône

I. Préambule

Dans mon dossier d'inscription (C.F. Résumé du parcours scientifique en annexe 5), j'ai décrit de façon relativement linéaire l'évolution de mon parcours scientifique depuis ma thèse. J'y ai précisé mon positionnement dans la problématique générale de la contamination des eaux par les substances phytosanitaires ainsi que mes apports spécifiques, en inter-relation avec les chercheurs de mon équipe et, plus largement, mes collaborations externes. J'ai veillé, en particulier, à mettre en exergue mes activités d'encadrement, d'enseignement, de valorisation, d'évaluation et d'animation de la recherche.

Dans le présent document, je ne reprends pas toutes mes activités de recherche mais j'ai choisi de développer plus spécifiquement trois volets cohérents qui permettent de positionner mes travaux dans leur contexte scientifique et de dégager des perspectives d'intérêt en ce qui concerne le développement des connaissances sur les transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires vers les eaux de surface depuis la parcelle agricole jusqu'au petit cours d'eau.

En premier lieu, je rappelle les contextes socio-économique et scientifique qui ont conduit à l'orientation de ces recherches. J'y expose ensuite de façon plus approfondie ma contribution personnelle ainsi que l'insertion et les apports des travaux des étudiants que j'ai encadrés. Cette analyse ne vise pas l'exhaustivité, mais tente de mettre en exergue les principaux acquis ainsi que les lacunes et les verrous qui restent à lever. Je termine en exposant plus précisément mes projets actuels de recherche visant à lever certains de ces verrous.

II. Introduction : enjeux socio-économiques et problématique scientifique

La France est aujourd'hui le premier consommateur européen de produits phytosanitaires¹ et le quatrième consommateur mondial. Même si elle n'est pas la seule en cause, l'agriculture utilise plus de 90% du tonnage total des produits phytosanitaires commercialisés, ce qui représente sur la saison 2009-2010 environ 62 000 tonnes de substances (dont 48 200 tonnes de produits organiques de synthèse) réparties sur 14 millions d'hectares.

Bien que les risques de contamination des milieux aquatiques par les substances phytosanitaires² aient été évoqués dès les années 70 (Muirhead-Thomson, 1971 ; Wauchope, 1978 ; Hénin, 1980 ; Ramade et al., 1983), leur prise en compte dans les programmes de surveillance n'apparaît en France qu'en 1989 à la suite du passage en droit français des Directives Européennes (80/778 et 98/83/CE) sur l'eau potable limitant à 0.1 µg/l la concentration maximale admissible par substance active et à 0.5 µg/l la concentration maximale admissible pour la somme des substances. De cette date à nos jours, les analyses dans les eaux de surface et souterraines se sont multipliées, avec des seuils de quantification qui n'ont cessé de baisser avec l'amélioration des techniques analytiques. La mise en évidence d'une contamination généralisée des eaux de surface et souterraines par ces substances toxiques (SOeS, 2010) représente une menace pour la santé humaine et l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Ce constat a induit une révision des méthodes d'évaluation des risques avant la mise sur le marché des produits phytosanitaires (directive 91/414/CE puis récemment règlement 1107/2009/CE) ainsi qu'une évolution de la législation relative à la qualité des eaux. En particulier, la directive cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) a défini, en complément des seuils de potabilité, des normes de qualité environnementales et elle enjoint les États d'atteindre le « bon état » chimique et le « bon état » écologique des masses d'eau avant 2015. Cela impose la mise en œuvre d'actions pertinentes en termes de diagnostics des causes de la contamination et de réduction des risques associés. En particulier, le plan Ecophyto2018 vise une réduction de 50% des usages de pesticides, ce qui implique, notamment, la mise en place de systèmes de production innovants moins dépendants des pesticides.

Les enjeux socio-économiques sous-jacents sont importants puisqu'il s'agit notamment de concilier, d'une part, une agriculture durable capable de répondre aux besoins des populations en termes de quantité et de qualité de production alimentaire et, d'autre part, la qualité de la ressource en eau potable, le maintien des autres usages de l'eau, la préservation des grandes fonctions des écosystèmes aquatiques ainsi que la biodiversité.

La question de la contamination des eaux de surface par les substances phytosanitaires se pose, en particulier, au niveau des têtes de bassins versants, lieux de genèse des écoulements et de la contamination. Même si c'est l'enjeu de préservation ou de reconquête de la qualité des écosystèmes aquatiques qui prévaut pour les petits cours d'eau d'amont, rarement utilisés pour la production d'eau potable, c'est à ce niveau que se « construit » la qualité des eaux d'aval destinées à la consommation humaine. C'est donc à cette échelle « opérationnelle » (quelques km²) que sont élaborés les méthodes de diagnostic et les plans d'actions locaux visant à limiter les apports, les transferts vers l'aval et l'impact des contaminants sur les milieux aquatiques. Sur ces territoires on identifie un double enjeu scientifique : d'une part, évaluer le déterminisme de la contamination pour remonter aux causes précises et proposer

¹ On désigne par produit phytosanitaire le produit commercial composé de la (ou des) substance(s) active(s) et des adjuvants.

² On désigne par substance phytosanitaire la (ou l'une des) matière(s) active(s) du produit commercial

des solutions correctives en terme de pratiques ou d'aménagement, et d'autre part, évaluer l'impact associé sur la qualité chimique et écologique des cours d'eau afin de mieux cerner et limiter les risques pour les écosystèmes.

Il existe trois grands types d'actions en vue de réduire la contamination des eaux par les produits phytosanitaires (Aubertot et al., 2005 ; Gouy et al., 2001) :

(i) les actions visant à limiter les transferts des substances phytosanitaires vers les eaux : pratiques agricoles adaptées (actions sur les états de surface : labour, ajout de résidus organiques, ...) ou aménagement du paysage (bandes enherbées, zones humides construites, végétalisation de fossés, ...)

(ii) les actions visant à réduire l'utilisation des produits phytosanitaires en affinant les critères de décisions de traitement et de dosage des applications : par exemple, ne traiter qu'à partir d'un certain niveau d'infestation ;

(iii) les actions visant à réduire l'utilisation des produits phytosanitaires par le recours à des méthodes non chimiques et à rendre les systèmes de cultures moins dépendants des substances chimiques.

La complexité des processus bio-géo-chimiques et humains en jeu ainsi que le caractère aléatoire de la contamination impliquent d'agir conjointement aux trois niveaux pour viser l'atteinte des objectifs de la DCE.

Les recherches sur la mise au point de nouveaux systèmes de cultures ainsi que sur l'évaluation de l'influence des pratiques agricoles sur la mobilité des substances phytosanitaires sont plutôt abordées par des organismes agronomiques tels que l'INRA, même si pas exclusivement. Les aspects liés au transfert des substances, à leur devenir dans l'environnement et à leur impact sur l'Homme et dans les différents compartiments naturels font l'objet de recherche au sein d'équipes plus « dispersées » du Cemagref/Irstea, de l'INRA, du CNRS, des universités, de l'INSERM, Les recherches du Cemagref/Irstea, dans la thématique des pollutions agricoles diffuses, sont plus particulièrement centrées sur la gestion des ressources en eau, l'amélioration de la qualité des eaux et des milieux aquatiques ainsi que sur la limitation du risque pour les écosystèmes. Parmi ses missions figurent, en complément de l'acquisition de connaissances nouvelles, l'élaboration d'outils et de méthodes en appui aux politiques publiques, ce qui constitue une originalité forte du Cemagref/Irstea et oriente à la fois les questions de recherche et les activités scientifiques des chercheurs.

Je détaille ci-après la problématique scientifique dans laquelle s'insère mes travaux avant de préciser le domaine spécifique de mes recherches.

Description de la problématique scientifique et positionnement spécifique de mes recherches

Les produits phytosanitaires utilisés en agriculture sont susceptibles d'atteindre les cours d'eau (i) pendant la manipulation des produits (préparation de la bouillie, application, rinçage), (ii) après la re-mobilisation des substances depuis le sol ou le feuillage par les pluies ou (iii) lorsqu'après volatilisation, ils sont redéposés par des retombées atmosphériques (Aubertot et al., 2005). De par leur caractère diffus, les transferts de substances phytosanitaires après leur application sont plus difficiles à maîtriser. Ils sont, en effet, le résultat d'interactions complexes fortement liées à la nature des actions anthropiques (date, dose, nature, mode d'application, pratiques culturales, aménagements, ...), mais aussi aux caractéristiques du milieu naturel (notamment, le climat, la nature du sol et du sous-sol, le

relief, ...) (Calvet et al., 2005). Deux grandes classes de processus sont impliqués dans le devenir des substances après qu'elles aient été appliquées : ceux qui gouvernent la transformation et la rétention des produits dans le sol ou la culture et ceux qui gouvernent leur transfert vers les milieux aquatiques.

Le premier groupe va définir les potentialités des composés chimiques à se soustraire au transfert soit par piégeage physique dans la porosité du sol, adsorption sur les surfaces organiques ou minérales, absorption par les plantes ou encore par décomposition de la molécule mère (Barriuso et al., 2004 ; Raveton et al., 1997 ; Tasli et al., 1996). Le coefficient de partage normalisé par la teneur en carbone organique du sol (noté Koc) et la demi-vie (notée DT50), qui définit le temps nécessaire à la disparition de 50% de la quantité initiale appliquée, sont les deux caractéristiques des substances auxquelles on a le plus souvent recours pour évaluer leur mobilité. Il faut cependant souligner que la décomposition n'est pas forcément complète et aboutit dans nombre de cas à la formation de composés de dégradation plus ou moins mobiles et toxiques ; par ailleurs, le piégeage physique ou chimique n'est pas forcément irréversible et même des composés dits liés sont susceptibles d'être relargués à l'occasion de changements de conditions environnementales (Hayar et al., 1997 ; Fuhremann et al., 1978).

Pour ce qui est des processus de transfert vers les milieux aquatiques des substances, après leur application sur les cultures, l'eau est l'un des principaux vecteurs, les retombées atmosphériques des produits volatilisés ou érodés par le vent, étant cependant également possibles (Asman et al., 2003).

Le transfert hydrique recouvre un certain nombre de processus physico-chimiques dans le sol et à sa surface, dont : le ruissellement de surface lorsque l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol ou lorsque le profil de sol est saturé, l'infiltration dans le sol, le drainage artificiel ou la re-direction latérale de l'eau infiltrée au niveau de ruptures de perméabilité pouvant induire des échanges entre le sol, les nappes superficielles et le cours d'eau. Compte tenu des propriétés de rétention et de dégradation des substances phytosanitaires, la vulnérabilité des milieux aux transferts de ces substances dépend fortement des voies de circulation dominantes impliquées et de leur potentiel d'interaction physico-chimique au cours de leur transfert (figure 1).

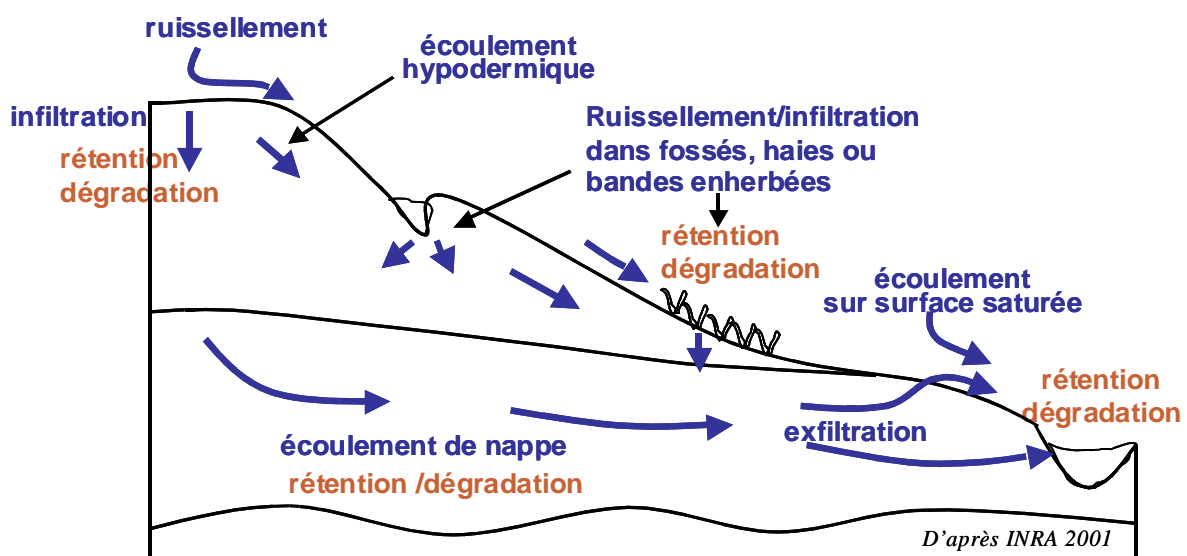


Figure 1: Schéma général des processus impliqués dans le devenir des substances phytosanitaires après leur application sur une parcelle traitée (d'après Voltz, INRA).

Ainsi, les flux et concentrations de substances phytosanitaires au sein d'un ruissellement de surface strict seront, a priori, rapides et peu atténués avant leur arrivée au cours d'eau (Souiller et al. 2002 ; Louchart et al. 2001 et 2004) alors qu'un passage par la matrice du sol, notamment le mat racinaire, offre de meilleures conditions pour l'interaction des substances, limitant ou retardant leur restitution au cours d'eau (Gouy et al., 2008, Lacas 2005). De fait, un certain nombre d'auteurs montrent bien l'importance du ruissellement dans la contamination des cours d'eau (par exemple : Dabrowski et al., 2002 ; Schulz, 2001 ; Bach et al., 2001 ; Schottlet et al, 1994, Pereira et al, 1993). Ce phénomène a été exacerbé par l'agriculture moderne (remembrement, arrachage de haie, réduction des espaces non cultivés, travail mécanisé, ...) qui a induit une limitation des lieux d'infiltration des eaux et une augmentation, ainsi qu'une accélération, des écoulements de surface.

Dans ce contexte, se pose la question de la contribution des particules de terre érodées au transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement (Wauchoppe, 1978). Une meilleure connaissance de la dynamique et de la forme des transferts est donc requise pour (i) orienter au mieux le choix des solutions correctives à privilégier pour limiter les principales voies de transfert et (ii) estimer le risque écologique associé.

Dans ce contexte, mes travaux s'insèrent dans l'unité de recherche « Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions » au sein de l'équipe « Pollutions Diffuses », animée par Nadia Carluer, dont les objectifs sont de développer collectivement des outils et méthodes utiles pour :

- la réalisation d'un diagnostic précis de l'origine de la contamination des eaux de surface par les substances phytosanitaires d'origine agricole,
- la mise en œuvre de solutions permettant de réduire cette contamination à la source, notamment en terme de limitation du transfert par les zones tampons (bandes enherbées, fossés, ...),
- le développement de méthodes d'évaluation plus réalistes des niveaux d'exposition des milieux aquatiques vis-à-vis des substances phytosanitaires.

Au plan national, les recherches s'insèrent au sein de thèmes de recherche d'établissement réunissant plusieurs équipes du Cemagref/Irstea réparties sur différents centres. J'ai notamment assuré, durant 8 années, à la suite de mon collègue Jean-Joël Gril, l'animation d'un thème de recherche (Transpol et Phyleau) dont les objectifs sur la période 2004-2009 étaient les suivants :

- i)** de développer les connaissances relatives aux mécanismes déterminant les transferts d'eau et de polluants agricoles, dans les conditions spécifiques de petits bassins versants ruraux fortement anthropisés, où la ressource en eau est particulièrement vulnérable (agriculture intensive sur des sols peu profonds ou à caractère hydromorphe, concentration d'aménagements hydro-agricoles, ressources en eau menacées...),
- ii)** de développer des outils, des méthodes et des expertises pour mieux maîtriser la pollution agricole diffuse (nitrates et produits phytosanitaires), et gérer les aménagements étudiés en vue de la limiter (drainage, fossés agricoles, bandes enherbées, zones tampons humides artificielles).

(Pour plus de détail sur ce thème de recherche on se reportera à l'annexe 5).

Au sein de cette organisation, les objectifs et les activités sont définies collectivement en vue de faciliter la cohérence et la complémentarité des travaux, tout en respectant autant que possible les orientations de recherche spécifiques de chacun. (Pour plus de détail sur l'organisation des recherches au sein du thème de recherche et ma contribution au sein de l'équipe Pollutions Diffuses, on se reportera à l'annexe 5, respectivement pages 132 et 122).

Pour ma part, j'ai, en particulier, contribué à mieux cerner le déterminisme et la dynamique du transfert des substances phytosanitaires vers les eaux de surface. J'ai abordé cette problématique successivement selon un « gradient d'échelles », de la placette de simulation de pluie jusqu'au petit cours d'eau, en passant par l'étude du rôle des fossés agricoles comme éléments intermédiaires du paysage pouvant participer à l'atténuation du transfert. Mes recherches peuvent ainsi se décliner selon les trois volets scientifiques suivants, qui servent de trame à la suite de ce rapport :

- Volet 1. Mieux comprendre et quantifier la mobilisation des substances phytosanitaires et leur distribution entre les phases liquide et solide au sein du ruissellement d'une parcelle agricole,
- Volet 2. Mieux comprendre et quantifier la rétention des substances phytosanitaires transférées par voie hydrique au sein des zones d'interface que sont les fossés agricoles,
- Volet 3. Mieux cerner l'incidence des substances phytosanitaires transférées par voie hydrique sur la qualité des petits cours d'eau.

Pour chaque volet, je dresse, dans un premier temps, un bref état des connaissances, puis je mets en exergue les apports spécifiques des recherches que j'ai menées ou encadrées puis je termine en présentant les principales conclusions et perspectives de ce travail.

Je fais référence dans le texte aux étudiants que j'ai encadrés en rappelant leur nom et l'année de leur présence en italique. L'intitulé complet de leur étude est précisé en fin d'annexe 6.

Volet 1. Mieux comprendre et quantifier la mobilisation des substances phytosanitaires et leur distribution entre les phases liquide et solide au sein du ruissellement d'une parcelle agricole

*« L'averse a cessé
Et dans son sillon,
Tout ruisselle, étincelle,
A la clarté des rayons ! »*

1979

1. Préambule

Mes recherches dans ce volet ont été principalement orientées par l'objectif de modélisation durant ma thèse. Mais, elles ont également permis de déboucher sur l'acquisition de connaissances nouvelles relatives au comportement fin des substances phytosanitaires au cours de leur mobilisation dans le ruissellement, grâce, notamment, aux collaborations développées avec l'INRA de Versailles. Je présente dans un premier temps le contexte scientifique général puis je détaille plus particulièrement les aspects auxquels mes travaux ont le plus contribué, à savoir : l'évaluation du partage des substances entre les phases liquide et solide, l'estimation de la variabilité intra-événement des concentrations au sein de chaque phase et la modélisation des transferts associés à l'échelle parcellaire.

2. Facteurs clés de l'entraînement des substances phytosanitaires dans le ruissellement et flux associés

Un certain nombre de travaux ont permis de mieux cerner les modalités de mobilisation et de transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement (Alletto et al., 2010, Louchart et al., 2001 ; Gouy et al., 1999 ; Lecomte, 1999 ; Gril et al. ; 1999 ; Lennartz et al., 1998 ; Shipitalo et al, 1997, Belamie et al., 1992 ; Muñoz, 1992 ; Leonard, 1990 ; Ahuja, 1986 ; Wauchope, 1978). Le potentiel de contamination par cette voie dépend de nombreux paramètres dont les propriétés intrinsèques des substances phytosanitaires, seules ou en formulation, celles du sol, de la culture, les caractéristiques de l'application des substances, les pratiques agricoles ainsi que les conditions climatiques et hydrologiques. Malgré la complexité des interactions possibles entre ces paramètres, les auteurs s'accordent sur le fait que les flux et concentrations les plus élevés sont en général observés lors de la première pluie, capable de produire un écoulement, après l'application. L'intervalle de temps entre l'application des substances et l'occurrence de cette dernière conditionne les possibilités de dégradation, de diffusion intra-agrégats, d'adsorption et de stabilisation des substances qui deviennent généralement de moins en moins disponibles au transfert par ruissellement avec le temps (Mamy et al., 2007 ; Louchart et al., 2005 ; Barriuso et al., 2004 ; Louchart, 2000 ; Gaillardon, 1997 ; Benoit, 1994).

Des observations sur parcelles instrumentées pendant plusieurs années et pour une large gamme de substances (Gouy et al., 2000-b) ont permis de mettre en évidence de grands types de comportements :

- une mobilisation pouvant être importante et décroissant rapidement avec le temps après la date d'application (substances à faible coefficient d'adsorption et faible demi-vie : exemple de l'isoproturon),
- une mobilisation à moindre concentration mais plus continue dans le temps au cours de l'année de l'application, voire les suivantes (substances à fort Koc et demi-vie élevée : exemple du diflufénicanil).
- une mobilisation marquée aussi bien en terme de concentrations plus élevées dans les premiers épisodes suivant l'application que de continuité de présence à moindre concentration au cours de l'année de l'application, voire les suivantes (substances à faible Koc et demi-vie élevée : exemple de l'atrazine).

Toutefois, ces schémas ne s'expriment pas toujours aussi clairement dans la mesure où la différenciation des comportements dépend aussi fortement des facteurs du milieu. En particulier, les conditions météorologiques et les conditions initiales du sol (teneur en matières

organiques, humidité, ...) au moment de l'application et lors de la pluie peuvent exacerber ou, au contraire, atténuer les différences de transfert entre les substances.

Des études plus fines à l'échelle d'un événement pluvieux mettent en évidence l'influence de certains facteurs clés dans la mobilisation des substances. L'intensité de la pluie joue notamment un rôle important. Lorsqu'elle est élevée, elle peut favoriser le décapage de surface du sol puis l'entraînement dans le ruissellement de particules de terre chargées en substances phytosanitaires adsorbées. On peut alors observer une mobilisation importante de substances à fort Koc (Lecomte, 1999 ; Voltz et al. 1996, Klöppel et al., 1994 ; Ghadiri et Rose, 1993). Plus largement, plusieurs auteurs montrent qu'en conditions de pluies intenses, ce sont les caractéristiques de la pluie qui semblent contrôler le degré de mobilisation globale des substances phytosanitaires, avant même les propriétés des substances, celles du sol ou encore celles des pratiques de travail du sol (Louchart, 1999 ; Louchart et al., 1999 ; Fawcet et al., 1994 ; Baker et Johnson, 1979). En présence de pluie faibles à moyennement intenses, la perméabilité du sol et son état d'humidité au début de la pluie influencent plus fortement la mobilisation des substances phytosanitaires en contrôlant la date d'apparition du ruissellement et la part de substances en solution qui est plus directement disponible pour le ruissellement (Potter et al., 2003 et 2004 ; Truman et al. 1998 ; Gaillardon, 1995 ; Klöppel et al., 1994 ; Gouy et al., 1993 ; Wallach et al. 1992 ; Leonard 1990). Ainsi, plus le ruissellement apparaît tardivement et plus les substances phytosanitaires ont eu la possibilité de s'infiltrer avant d'être entraînées en surface. Les substances à plus forte solubilité ou plus faible Koc s'infiltrant d'avantage, leurs niveaux de concentration au moment de l'apparition du ruissellement peuvent alors être du même ordre de grandeur que ceux des substances moins solubles ou plus adsorbées qui ont été moins lessivées (Potter et al., 2003 et 2004 ; Lecomte, 1999 ; Gouy, 1993). Dans ce sens, mon travail a contribué à mettre en évidence la forte influence de la pluie cumulée entre la date d'application et le déclenchement du ruissellement sur la valeur de la concentration maximale (concentration initiale) en phase liquide au sein d'un ruissellement survenant quelques heures après l'application pour différents sols et produits (figure 2).

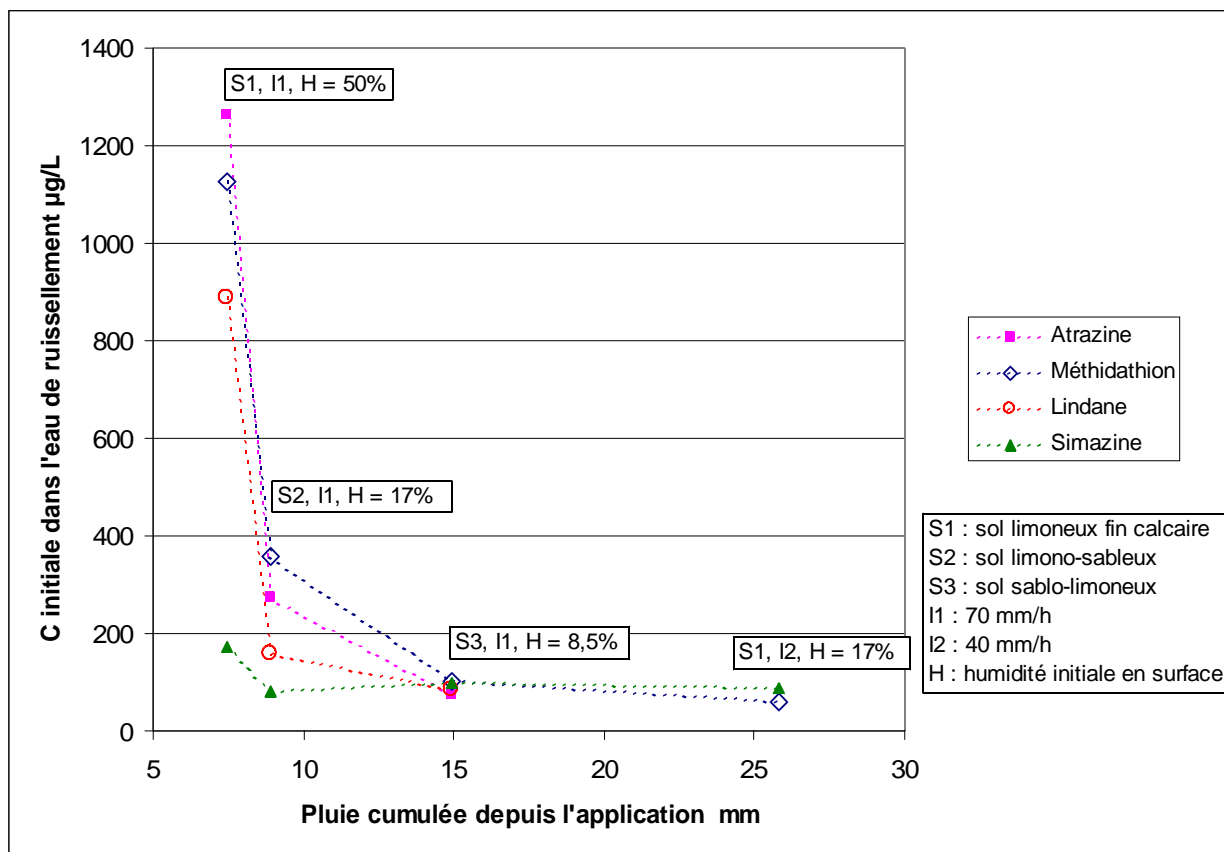


Figure 2 : Evolution de la concentration en phase liquide mesurée dans les 5 premières minutes du ruissellement (C initiale) issu de simulations de pluies survenant 16h après l'application à une dose équivalente de 4 substances sous forme de produit commercial sur trois types de sols (S1, S2, S3) et pour deux intensités de pluie (I1, I2) (Gouy, 1993).

Par ailleurs, mes travaux de thèse montrent bien que la mobilisation au sein du ruissellement issu d'un sol très perméable et initialement peu humide est globalement plus faible que celle observée pour un sol moins perméable et initialement plus humide (figure 3). On observe nettement que la différenciation de comportement dans le ruissellement entre les deux substances étudiées est atténuée au sein du sol plus filtrant conjointement à une augmentation privilégiée de l'infiltration de la substance la plus soluble. Si les concentrations diminuent rapidement au cours de la pluie, les flux augmentent du fait de accroissement du volume ruisselé.

A l'échelle d'un événement sur une parcelle agricole, les flux de substances phytosanitaires varient de moins de 0,001 à 15% de l'application, ce dernier chiffre étant un cas extrême (Alletto et al., 2010 ; Louchart, 2004 ; Patty, 1997 ; Wauchoppe, 1978). En moyenne, les taux de transfert observés sont inférieurs à 1 % de la quantité appliquée, exception faite de certaines conditions particulières (régime de pluies intenses au cours de la période d'application, érosion très marquée) : par exemple en conditions méditerranéennes, ces taux atteignent fréquemment 2% lors du premier événement suivant l'application. Généralement, un seul événement de crue peut représenter jusqu'à 80% des pertes annuelles, s'il survient peu de temps après l'application (Louchart, 1999 ; Lecomte, 1999 ; Gouy et al., 2000-b). Cela est à nuancer en fonction du potentiel de dégradation des substances, une faible capacité de dégradation pouvant contribuer au maintien d'un flux plus continu dans le temps.

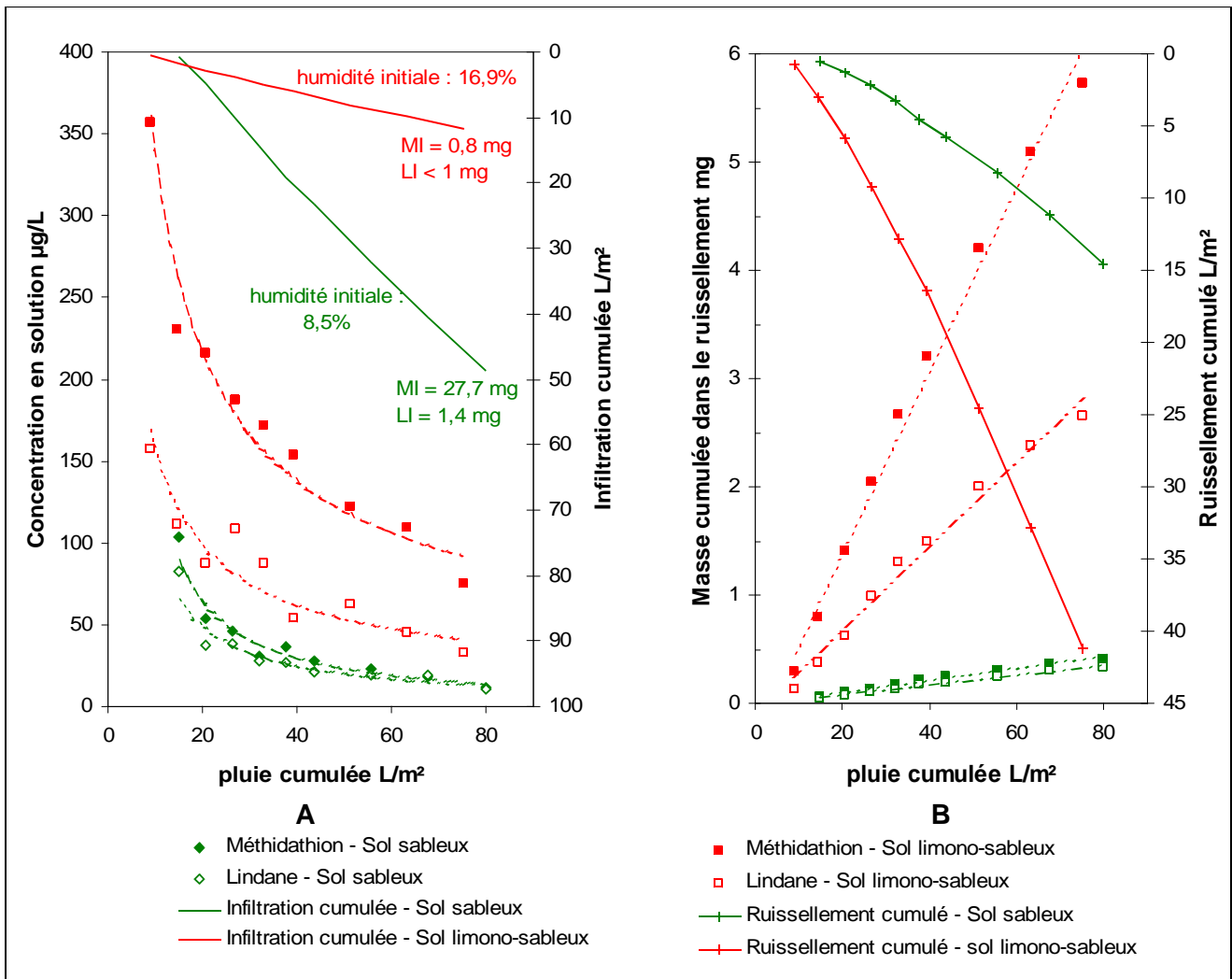


Figure 3 : Evolution des concentrations (A) et des flux (B) en solution en méthidathion (solubilité : 240 mg/L) et en lindane (solubilité : 10 mg/L) en fonction de la pluie cumulée au cours d'une simulation de pluie survenant 16h après l'application des substances sous forme commerciale sur deux sols aux capacités d'infiltration et humidités initiales distinctes. MI et LI : respectivement, masse totale de méthidathion ou de lindane infiltrée en fin d'expérience sous 10 cm de sol (d'après Gouy, 1993).

3. Formes du transfert

Comme on l'a vu précédemment, les substances phytosanitaires sont capables de se fixer sur les constituants solides du sol. Cela pose donc la question de la forme de leur transfert, puisqu'elles peuvent être entraînées aussi bien en phase liquide que solide. Là encore, les incidences peuvent être importantes en terme de choix de solutions correctives ou d'évaluation d'impact écotoxicologique. En particulier, les pratiques de conservation des sols limitant l'érosion peuvent-elles limiter la contamination ? Si oui, dans quelles conditions ? Par ailleurs, selon la forme des substances, les voies d'exposition et la toxicité résultante peuvent être différentes (contact, ingestion, diffusion membranaire, ...). Cette question se pose notamment pour les insecticides et certains fongicides identifiés comme peu mobiles en solution (fort Koc) mais qui pourraient être préférentiellement transférées sous forme particulaire.

Les premiers travaux faisant référence à la distribution des substances phytosanitaires entre phases liquide et solide au sein du ruissellement sont déjà anciens (voir la synthèse de Wauchoppe 1978). Mes travaux de thèse (1993), et mes recherches qui ont suivi en collaboration avec l'INRA de Versailles, apportent des éléments complémentaires cohérents avec les résultats de la littérature, pour des natures de substances et de sols testés différenciés. Compte tenu du caractère partiel de chaque étude dans ce domaine, j'ai souhaité présenter un état plus récent et complet des connaissances dans ce domaine en regroupant mes propres résultats avec des références majeures répondant aux critères suivants :

- permettre d'accéder à une estimation de la distribution phases liquide et solide des concentrations,
- permettre d'évaluer conjointement les flux associés à chaque phase.

On note que les études répondant à ces critères sont très peu nombreuses. Au total, une vingtaine d'articles scientifiques ou de rapports de thèse sur la période 1967 à 2006 ont été sélectionnés. Ces références permettent, cependant, de couvrir une gamme assez large de nature de substances et de propriétés physico-chimiques. 5 d'entre elles (seulement), ont été réalisées dans des conditions européennes (France), les autres étant issus de travaux dans des conditions nord-américaines. Les études se distinguent selon :

- le caractère naturel ou non de la pluie observée : 14 articles font référence à des études réalisées sous simulation de pluie, en conditions souvent extrêmes pour seulement 9 articles faisant référence à des études en conditions naturelles,
- l'échelle temporelle d'observation : tous les résultats en simulation de pluie sont donnés à l'événement ruisselant (voire infra-événement) alors que 5 études en pluie naturelle correspondent à des événements et 7 sont synthétisées à l'échelle du cycle de culture,
- l'échelle spatiale d'observation : au cours des études en conditions naturelles, les surfaces de parcelles expérimentales s'étalent de 40 à 17500 m² (valeur médiane de 1500 m²) alors que pour les études en pluies simulées, les surfaces évoluent de 1 à 4000 m² (valeur médiane de 10 m²),
- le choix des substances utilisées : 1 à 6 par étude, majoritairement appliquées sous forme de spécialités commerciales,
- la méthodologie d'échantillonnage, de séparation de phase et d'analyse.

Les résultats recouvrent 25 substances distinctes pour lesquelles on a disposé, au total, de 267 situations exploitables (tableau A1 en annexe 1).

3.1. Analyse de la distribution entre les phases liquide et solide

On constate, tout d'abord, que la phase liquide est la phase de transport prépondérante des substances phytosanitaires au sein du ruissellement dans la majorité des cas (tableau 1). Comme cela a déjà été observé par Wauchoppe, 1978, la distribution entre les phases est cohérente avec la solubilité des substances en dépit de la variabilité des sols et des pratiques culturales testées (figure A2 en annexe 2 et fig 5-a ci-après).

Tableau 1 : Caractéristiques générales des observations analysées. Le diflufénicanil est détaillé dans la mesure où il se détache par rapport aux autres substances en terme de distribution particulière souvent plus élevée.

Toutes substances confondues	Pluie naturelle Cycle cultural	Pluie naturelle Événement	Pluie simulée Événement
Nombre d'observations	81	47	139
Nombre de substances distinctes	11	5	22
Gammes de solubilité mg/L	0,05 - 10500	0,05 - 70	0,05 - 7500
Gammes de Koc L/Kg	67 - 21699	122 - 3186	2 - 15744
Gammes de taux moyens de MES g/L	0 - 77	0,32 - 115	0,19 - 34
Pourcentage d'observations pour lesquelles la fraction en phase liquide est ≥ 60 %	89 %	70 %	74 %
Pourcentage d'observations pour lesquelles la fraction en phase liquide est < 50 % nombre de substances concernées gamme de solubilités	7,5 %	17 %	22 %
	2	2	7
	0,05 - 13	0,05 - 1,3	0,05 - 13
Taux d'observations du diflufénicanil pour lesquelles la fraction en phase liquide < 50 %	2/3	7/18	4/5

Il existe cependant des situations pour lesquelles la forme particulière est prépondérante. Elles sont plus fréquentes au cours des simulations de pluie, qui sont le plus souvent caractérisées par de fortes intensités de pluie et une érosion non négligeable, dans les cas suivants :

- substances ayant une solubilité inférieure ou voisine de 1 mg/L (Koc variant de 3000 à 15000 L/kg) pour des taux de MES variant de 0,9 à 11 g/L (diflufénicanil, trifluraline, pendiméthaline, chlorpyrifos),
- substances ayant une solubilité de l'ordre de 1,5 à 2,5 mg/L (Koc de l'ordre de 7500 L/Kg) : seulement pour des taux de MES supérieurs à 4 g/L (aclonifène, tribufos),
- substance ayant une solubilité voisine de 10 mg/L (Koc voisin de 900 L/Kg) : seulement pour des taux de MES dans le ruissellement supérieur à 10 g/L (fonofos),

Ces conclusions sont cohérentes avec celles de Wauchoppe, 1978, qui avait déjà déduit, à partir d'observations pour des substances plus anciennes, que la fraction adsorbée sur la phase solide était surtout importante à considérer pour les substances présentant un Koc supérieur à 1000 L/kg. Dans le cas de pluies simulées moins de 7 j après l'application de phytosanitaires, on a pu mettre en évidence une augmentation de la fraction particulière avec la charge en matière en suspension (figure 4), quelque soit la substance et en dépit des différences de sols et de pratiques culturales testées par les auteurs. On note que le diflufénicanil est majoritairement réparti sur la phase solide même pour des taux de MES inférieurs à 1 g/L. Pour un délai entre l'application et la pluie supérieur à 7 j la disponibilité des produits en phase dissoute peut diminuer, ce qui complexifie la relation (CF point 4 ci-après).

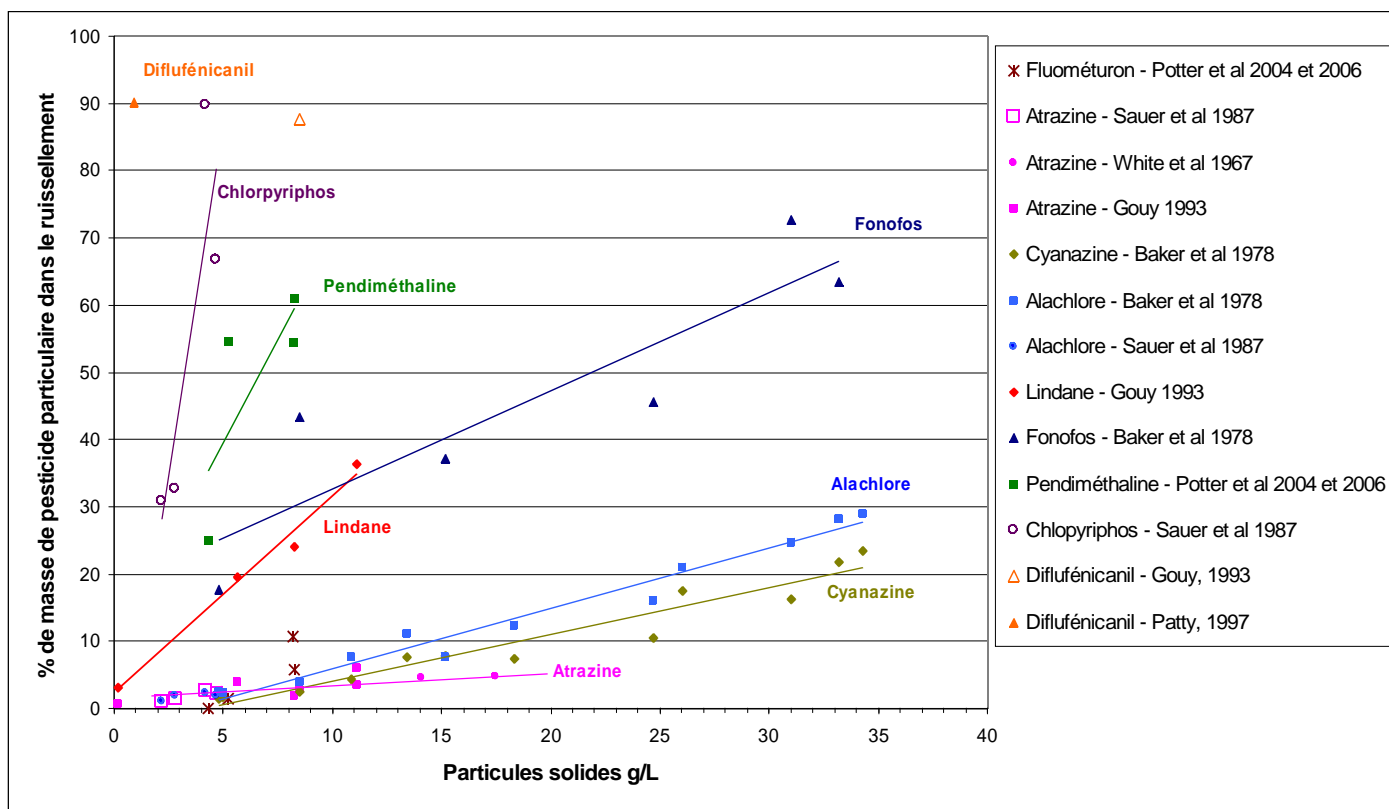


Figure 4 : Pourcentage de substance en phase solide au sein du ruissellement total issu de la première pluie simulée moins de 7 j après l'application des substances sous forme de produit commercial en fonction de la charge en MES. Intensité et durée de pluie sont comparables entre les essais pour une même substance. Les courbes de tendance sont tracées pour faciliter la lecture.

Sur les résultats disponibles en conditions naturelles, la forme particulaire n'est prépondérante que pour 3 substances, dont deux (fonofos et oryzalin) seulement pour des charges en matières en suspension supérieures à 20 g/L et une, le diflufénicanil, pour des charges en MES supérieures à 1,5 g/L. On note que cette dernière substance présente la plus faible solubilité de toute la gamme des 25 substances étudiées (0,05 mg/L) ainsi qu'un fort Koc (3186 L/kg) et qu'elle présente le plus d'observations pour lesquelles la forme particulaire est prépondérante, quelques soient les modalités d'étude (pluie naturelle ou simulée, échelle de l'événement ou du cycle de culture) (tableau 1).

3.2. Analyse des flux totaux au sein de chaque phase liquide ou solide observés en conditions naturelles

3.2.1. A l'échelle du cycle cultural

Dans le tableau suivant nous avons synthétisé, pour toutes les données analysées relatives aux suivis en conditions naturelles, la gamme des flux particulaire et en phase liquide observée pour différents taux de pertes en terre sur le cycle cultural (ce dernier variant de 4 à 12 mois avec une moyenne proche de 6 mois).

Tableau 2 : Gamme des flux de substances appliquées sous forme commerciale transférés sur les phases solide et liquide observés au cours du cycle cultural selon la gamme des taux de pertes en terre observées (T).

Pertes en terre t/ha	Flux en phase solide g/ha Médiane [Min-Max]	Flux en phase liquide g/ha Médiane [Min-Max]	Gamme de solubilités mg/L	Gamme de Koc L/kg
$T \leq 0,15$ t/ha	0,001 [0 - 0,32]	1,21 [0,01 - 10,77]	0,05 - 240	122 - 3186
$0,15 < T \leq 1$ t/ha	0,22 [0 - 1,22]	3,89 [0,43 - 42,01]	0,05 - 240	67 - 15744
$1 < T \leq 10$ t/ha	1,06 [0 - 24,9]	9,62 [0,29 - 240]	0,33 - 10500	67 - 21699
$10 < T$ t/ha	10,58 [0,25 - 115,28]	65,42 [0,96 - 361,54]	1,13 - 240	100 - 949

La figure 5-b présente les flux, observés à l'échelle d'un cycle de culture, relatifs à chaque phase, liquide ou solide, du ruissellement, observés en conditions naturelles. On observe tout d'abord que les flux de substances en phase solide augmentent bien avec le taux de pertes en terre, mais, qu'en général, les flux dissous aussi ce qui traduit une augmentation conjointe des volumes d'eau ruisselés. Ces résultats confirment que les flux les plus importants sont observés en phase liquide. Pour des pertes en terre ≤ 150 kg/ha par cycle cultural, aucun résultat de perte en substances phytosanitaires en phase solide ne dépasse 0,32 g/ha même pour des substances à très faible solubilité et fort Koc comme le diflufenicanil, alors que pour 8 observations sur 13, les pertes en substances phytosanitaires en phase liquide dépassent 1g/L. C'est à partir d'un taux de perte en terre supérieur à 1 t/ha et par cycle cultural que les pertes en substances phytosanitaires en phase solide dépassent 1 g/ha, quelque soit leur solubilité ou Koc, à l'exception d'un résultat pour la cyanazine (solubilité : 171 mg/L, Koc = 190 L/kg) de 1,22 g/ha pour une perte en terre de 219 kg/ha. La contribution de la forme particulaire aux flux totaux de substances phytosanitaires est donc surtout importante à évaluer dans les secteurs de forte érosion. On insiste toutefois sur le fait que les données utilisées pour mener cette analyse sont peu nombreuses, ce qui met en exergue l'intérêt d'acquérir des références complémentaires sur une gamme variée de milieux agricoles pour conforter les conclusions émises. Par ailleurs, ces données globales sur le cycle cultural ne permettent pas de prendre en compte la disparité possible des situations au niveau événementiel. C'est ce que l'on essaie d'aborder ci-après, mais seulement sur des exemples très restreints du fait du manque de données disponibles.

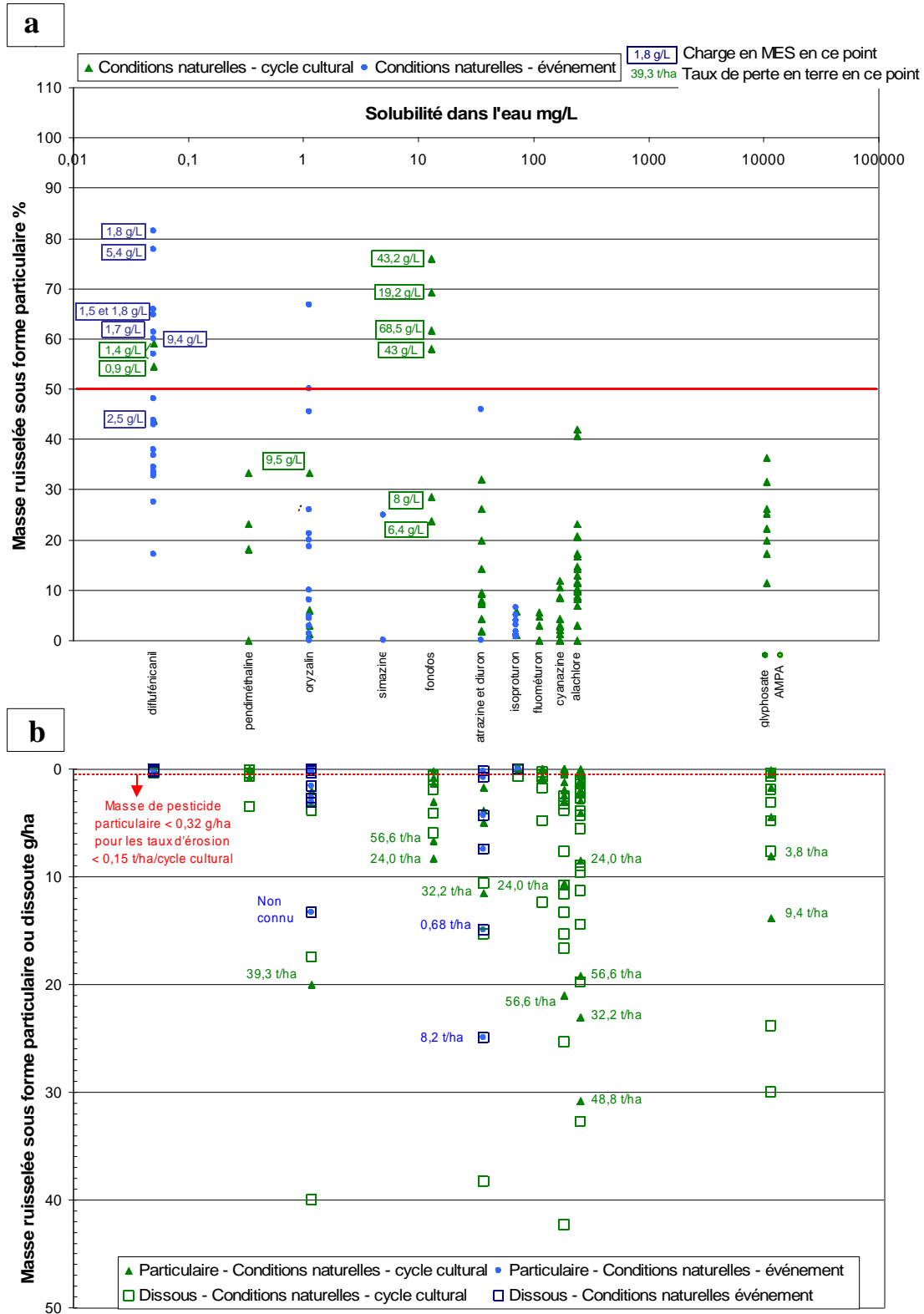


Figure 5 : Distribution des substances appliquées sous forme commerciale entre phases liquide et solide observée en conditions naturelles en fonction de leur solubilité a. Répartition en %, b. Pertes en masse.

3.2.2. A échelle de l'événement :

Compte tenu du caractère événementiel du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement, une analyse à une échelle temporelle plus fine, voire infra-événement, est nécessaire afin d'approcher l'amplitude réelle des flux en phases liquide et solide, notamment en période d'application.

La difficulté à ce niveau réside dans le moindre jeu de données disponible dans les revues scientifiques pour pouvoir réaliser une analyse correcte. Parmi les références recensées, seulement 4 études permettent d'approcher les flux en phases liquide ou solide à l'échelle de l'épisode de ruissellement. Elles correspondent chacune à un type de système agro-pédo-climatique bien distinct : un site dans le Pays de Caux (Lecomte, 1999), un site Angevin (La Jaillière, Patty, 1997), un site méditerranéen (Le Roujan, Louchart et al., 2004) et un site aux Etats-Unis en Pennsylvanie (figure 6). On constate que le site méditerranéen et le site des Etats-Unis se détachent fortement avec une amplitude de flux observée largement plus importante que pour les autres, que ce soit en phase liquide ou solide. Dans ces cas, bien que les flux en phase liquide soient toujours prépondérants par rapport aux flux en phase solide, ces derniers peuvent dépasser 1g/ha par événement même pour la substance la plus soluble observée (atrazine). Un premier facteur majeur contribuant à expliquer ce constat pour l'atrazine est l'importante charge en particules de terre transportée (> 0,15 t/ha/événement). Pour l'oryzalin, on peut également observer une perte sous forme particulaire supérieure à 1 g/ha/événement pour des pertes en terre moindres lors du premier épisode de ruissellement suivant l'application. Sur les deux autres sites (Pays de Caux et Jaillière), où les charges de particules solides observées sont plus faibles, les conclusions sont aussi à nuancer en fonction de la solubilité de la substance. Dans le cas de la substance à plus faible solubilité (diflufenicanil), les pertes en phase solide sont supérieures aux pertes en phase liquide mais restent inférieures à 0,2 g/ha/événement. Dans le cas de la substance la plus soluble (isoproturon), les pertes en phase solide sont toujours inférieures aux pertes en phase liquide et ne dépassent pas 0,01 g/ha/événement.

En conclusion, à l'échelle d'un événement, les pertes en phase solide en substances phytosanitaires peuvent être importantes même pour les substances plus solubles, dans le cas de pluies très érosives et plus particulièrement quand ces dernières sont proches de l'application. Pour les événements moins érosifs, les pertes en phase solide sont moindres pour les substances plus solubles. Elles peuvent être supérieures aux pertes en phase liquides pour les substances à très faible solubilité (<1 mg/L).

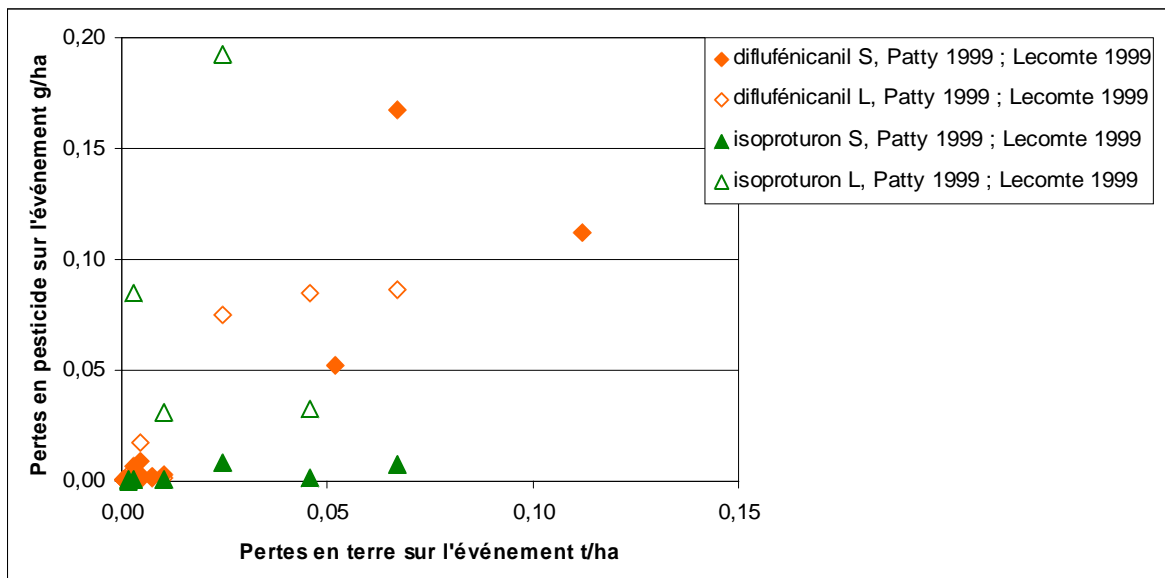
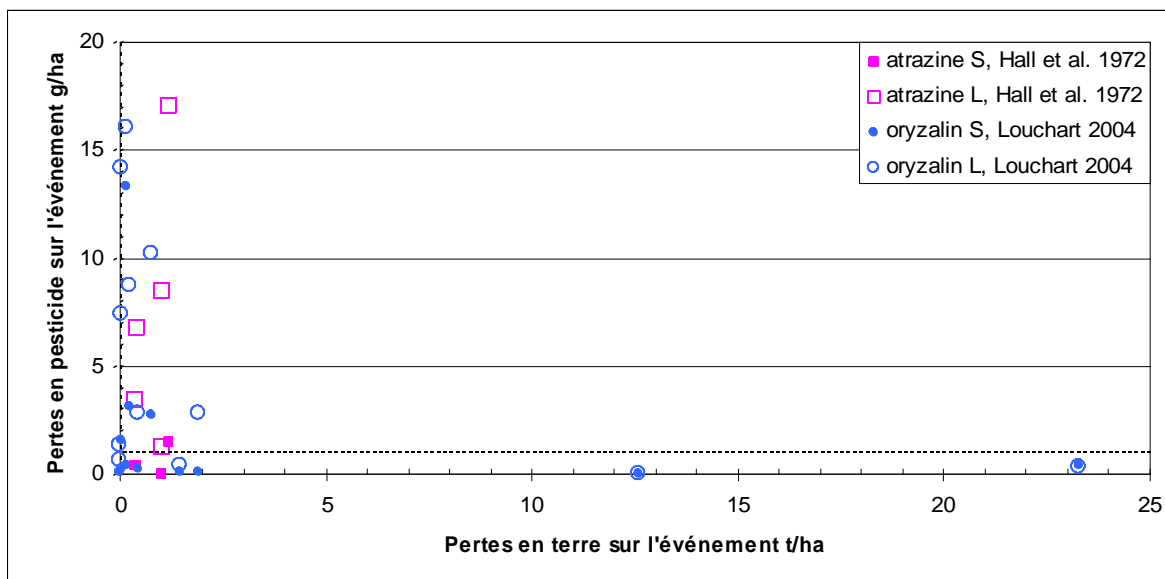


Figure 6 : Masses de substances appliquées sous forme commerciale transférées dans le ruissellement au cours d'un événement pluvieux à l'échelle parcellaire en fonction de la masse de terre érodée. S : en phase solide ; L : en phase liquide.

	Solubilité dans l'eau mg/L	Koc L/Kg
Atrazine	35	100
Diflufénicanil	0,05	3186
Isoproturon	72	122
Oryzalin	1,13	949

4. Variabilité temporelle de la distribution des substances phytosanitaires entre phases liquide et solide au sein d'un événement ruisselant

C'est surtout à ce niveau que mes travaux de recherche ont permis d'acquérir des connaissances nouvelles, grâce à la mise en œuvre d'expérimentations de simulation de pluie en conditions contrôlées, associées à un protocole de mesure de la distribution des phases liquide et solide dans le ruissellement à pas de temps fin (Gouy et al., 2000-a). On a mené cette étude avec des substances sous forme de spécialités commerciales ou avec des substances pures. On montre que la formulation est le plus souvent à l'origine d'une mobilité un peu plus importante des substances, avec une distribution en faveur de la phase liquide ce qui peut être relié à une solubilité apparente plus élevée. Dans la suite on présente de préférence les résultats obtenus avec les substances formulées (sauf exception signalée), dans la mesure où on simule des événements survenant moins de 24h après l'application.

Dans un premier temps, l'étude de la décroissance des concentrations en phase liquide dans le ruissellement en fonction du débit ruisselé généré par une pluie montre que l'on n'est pas dans un cas simple de dilution progressive de la solution du sol par l'eau de pluie : d'autres processus entrent rapidement en jeu comme, d'une part, la lixiviation qui concourt à extraire les substances de la couche de surface du sol contribuant au ruissellement et, d'autre part, des processus de désorption des substances depuis le sol et les particules de terre érodées qui vont concourir à compenser la baisse de la concentration en phase liquide. La figure 7 montre bien la différenciation de comportement en fonction des substances, selon un gradient du coefficient d'adsorption, les substances ayant un plus fort Koc présentant une plus faible décroissance de leur concentration en phase liquide avec le débit ruisselé.

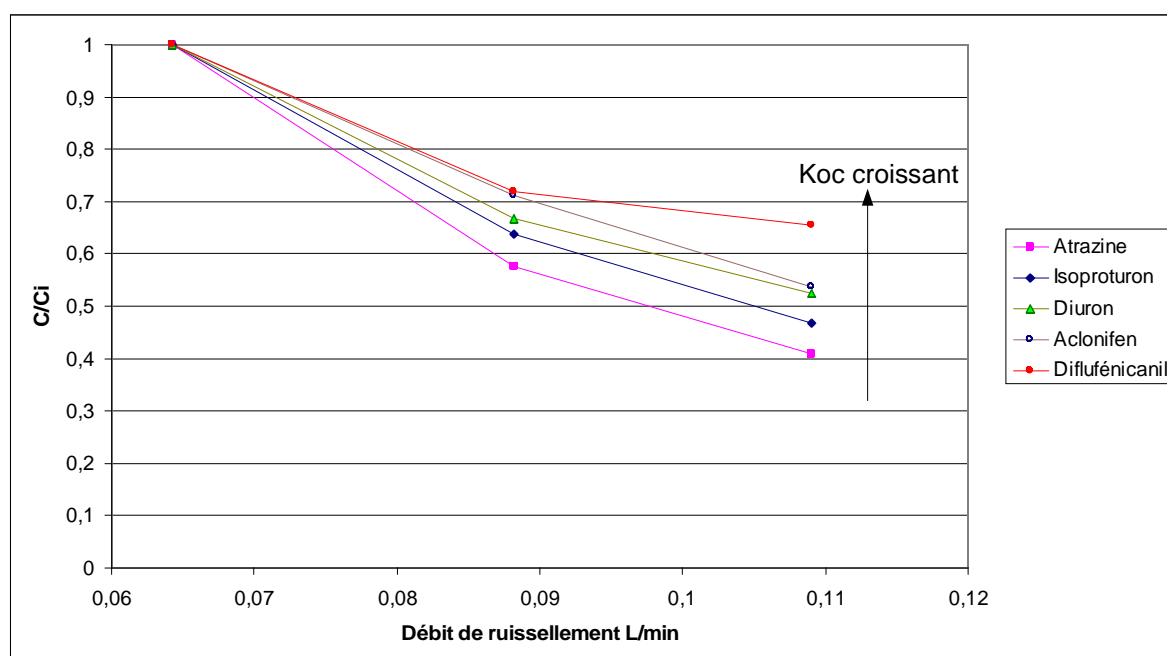


Figure 7 : Décroissance des concentrations de substances en phase liquide avec le débit de ruissellement au cours d'un événement de simulation de pluie sur un sol limono-sableux. Pluie survenant 16h après application des substances sous forme commerciale. Les concentrations sont normalisées par la concentration initiale dans l'eau de ruissellement. (d'après Gouy et al., 1999).

Cela peut s'expliquer par leur plus grande capacité à compenser la dilution, du fait d'une fraction particulaire initialement plus importante dans le sol (Gouy et al., 1999, Dur et al., 1998). Cette hypothèse est cohérente avec les observations de Wallach et al. 1992 qui constatent, juste après un épisode de pluie, une remontée de la concentration en substances phytosanitaires dans la solution du sol plus importante pour les substances ayant un plus fort Koc. Ces résultats impliquent qu'à dose équivalente, les substances moins solubles pourront être mobilisées plus longtemps au cours de pluies ultérieures, si elles ne sont pas dégradées.

Afin de mieux cerner la distribution des substances entre chaque phase, liquide et solide, au sein du ruissellement, on a calculé le ratio des concentrations de substances phytosanitaires adsorbées sur les matières en suspension (Cs) ramenées aux concentrations en phase liquide (Ce) (figure 8). Comme les isothermes d'adsorption réalisés au laboratoire avec les mêmes substances et un sol dilué (pour être dans le même ordre de concentration en MES que dans le ruissellement), ont montré que le modèle linéaire était applicable, le ratio Cs/Ce dans le ruissellement a été comparé au Kd estimé en conditions standardisées. La figure 8 montre un fort écart surtout en fin de simulation.

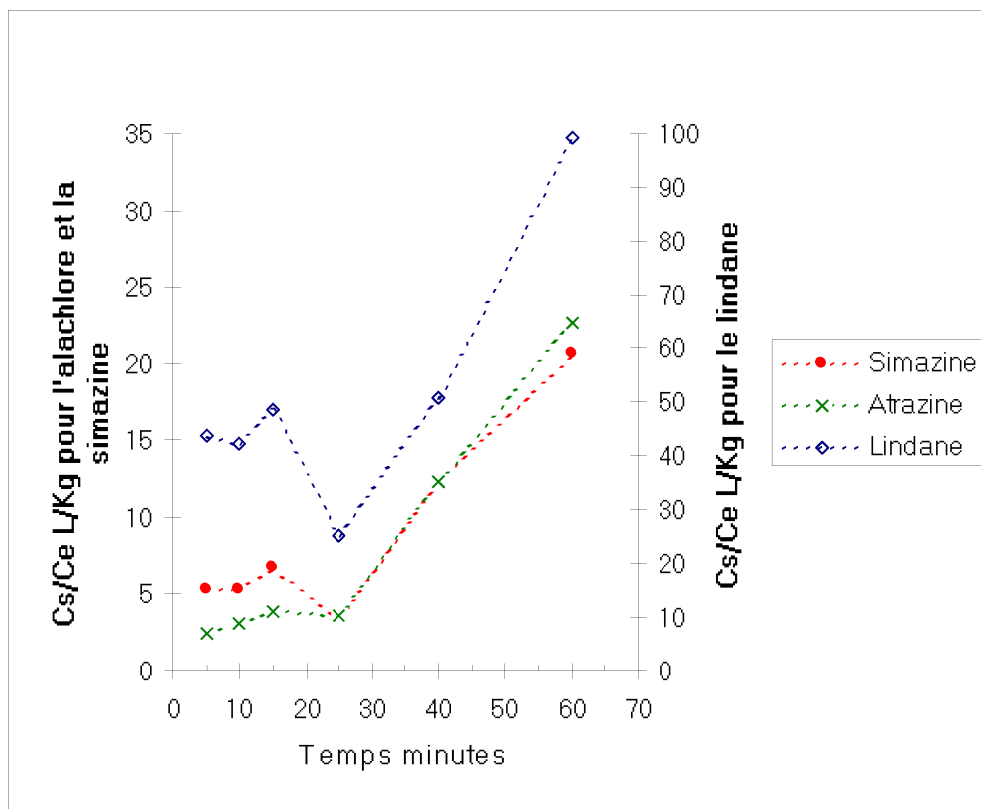


Figure 8: Evolution du ratio des concentrations en phase solide (Cs) relativement aux concentrations en phase liquide (Ce) avec le temps au cours d'une simulation de pluie sur sol limono-sableux. Pluie intervenant 16 h après l'application des substances sous forme de spécialité commerciale (d'après Gouy et al., 1999).

Lindane (K_d standard: $21,9 \pm 6,9 L/Kg$)*

Simazine (K_d standard: $2,3 \pm 2,4 L/Kg$)*

Atrazine (K_d standard: $2,9 \pm 1,8 L/Kg$)*

* d'après les valeurs du USDA, Knisel, 1980

Si on considère globalement les résultats acquis sur plusieurs simulations de pluie, on peut considérer que l'augmentation de la teneur en carbone organique des MES (figure 9) peut concourir à expliquer l'augmentation du ratio Cs/Ce. Wu et al., 2004 ont également observé que la pluie pouvait produire des particules solides, entraînées dans le ruissellement, plus riches en particules fines et en matières organiques, et qu'elles contenaient d'avantage de substances phytosanitaires adsorbés que le sol en place. La variation de charge des matières en suspension au sein du ruissellement peut aussi être un facteur explicatif de la variabilité observée du ratio Cs/Ce (figure 10). Ce ratio est plus élevé pour les faibles charges en MES et se rapproche de la valeur standard de Kd observée sur un sol pour un taux de MES supérieur à 8 g/L.

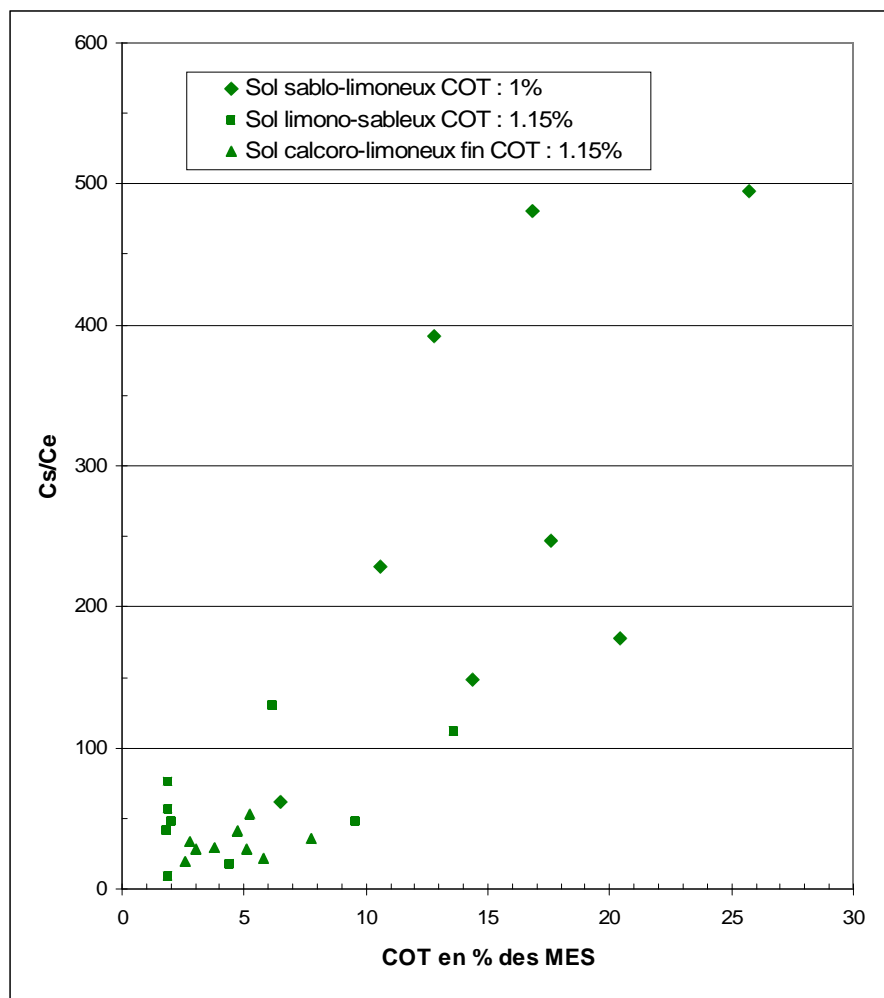


Figure 9 : Evolution du ratio des concentrations en phase solide (Cs) relativement aux concentrations en phase liquide (Ce) observées pour le lindane ($Kd = 21,9 \pm 6,9$ - USDA 1984) dans le ruissellement issu de simulations de pluie sur micro-parcelles de sols différenciés en fonction de la teneur en COT des MES. Pluie survenant 16h après l'application des substances sous forme de substances pures (Gouy, 1993).

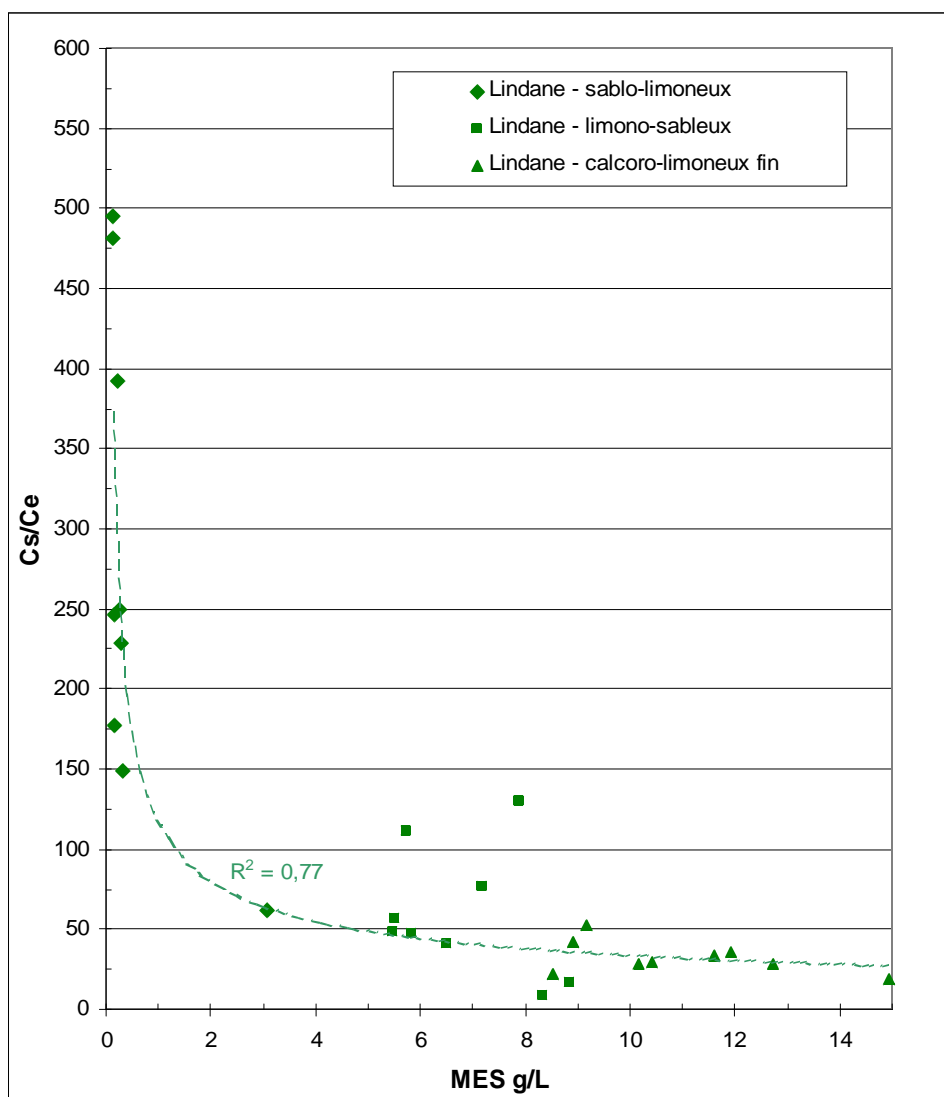


Figure 10 : Evolution du ratio des concentrations en phase solide (C_s) relativement aux concentrations en phase liquide (C_e) observées pour le lindane au cours du ruissellement issu de simulations de pluie sur micro-parcelles de sols différenciés en fonction de la charge en MES. Pluie survenant 16h après l'application des substances sous forme de substances pures (Gouy, 1993).

Ces observations sont cohérentes avec celles de O'Connor et Connolly, 1980, qui ont montré que le coefficient d'adsorption de composés organiques persistants pouvait diminuer avec la charge en particules en suspension, du fait d'interactions solide-solide qui rendraient les sites d'adsorption moins disponibles (Voice et al., 1983).

Cependant, ces processus ne semblent pas suffisants pour expliquer la variabilité des ratios C_s/C_e observée à l'échelle de chaque simulation de pluie considérée isolément (car les variations de charge en MES ou de taux de CO des MES ne sont pas toujours suffisamment significatives). Une analyse des relations entre C_s et C_e à partir des résultats de la simulation de pluie évoquée en figure 8 laissent, en particulier, supposer qu'une autre cause possible de ratios C_s/C_e plus élevés sur les MES pourrait être liée au fait que la désorption n'est pas forcément complète au sein du ruissellement même après 24h de contact : on obtiendrait alors une hystérésis d'autant plus marquée que C_e est faible (on a vérifié que les concentrations mesurées sur la phase solide C_s , correspondant aux plus faibles valeurs de C_e sont nettement au dessus des limites de quantification des substances) (figure 11). Wu et al., 2004 suspectent également l'existence d'une telle hystérésis de désorption sur des MES sans toutefois l'avoir mise en évidence.

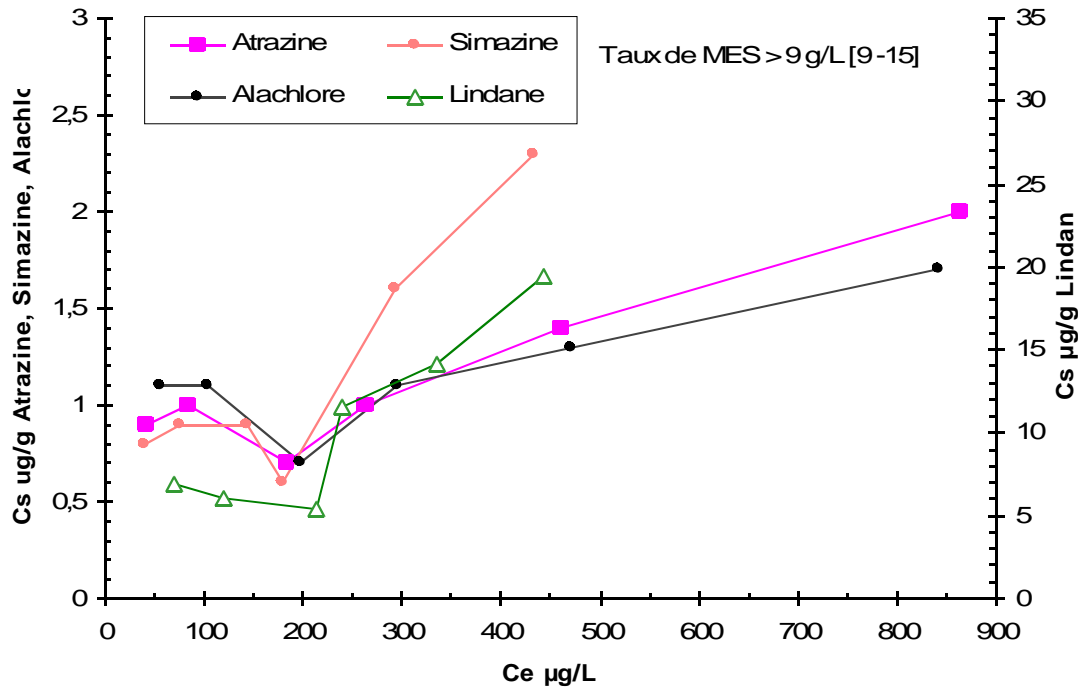


Figure 11 : Evolution de la concentration en phase solide (C_s) en fonction de la concentration en phase liquide (C_e) observées au cours du ruissellement issu d'une simulation de pluie sur micro-parcelle (sol limono-sableux), 16h après application des substances sous forme commerciale. La séparation de phase a lieu 24h après le prélèvement (d'après Gouy et al., 1999).

Ces observations renforcent l'intérêt noté plus haut de mieux évaluer le devenir des substances adsorbées sur les particules érodées au sein des milieux aquatiques (désorption possible dans la colonne d'eau, biodisponibilité).

Nos résultats mettent aussi en évidence la grande variabilité du coefficient de partage entre les phases solide et liquide en fonction des caractéristiques du ruissellement (volume, taux de matières et suspension, date d'occurrence, ...) (Gouy et al., 2003-a ; Belamie et al., 1992). Il en résulte que la mobilisation des substances phytosanitaires est relativement complexe à estimer et à modéliser finement. En particulier, l'utilisation d'un coefficient d'adsorption obtenu à partir d'un sol et à l'équilibre pour décrire la distribution des substances entre phases liquide et solide au sein du ruissellement, comme cela est largement fait dans les modèles de transfert, semble discutable (Gouy et Belamie, 1993) (Cf partie 4 de ce volet).

Evolution au cours du temps de la disponibilité au transfert des substances phytosanitaires

Bien que mes travaux n'aient pas eu pour objectif de répondre à la question de l'évolution temporelle de la distribution entre les phases liquide et solide du ruissellement à l'échelle saisonnière, il m'a semblé pertinent de la soulever ici pour aborder plus complètement la problématique du transfert en phase solide des substances phytosanitaires. En effet, un certain nombre de travaux sur les sols laissent supposer que la fraction en phase solide du ruissellement peut augmenter avec le temps (Wauchope en 1978) du fait que les substances deviennent peu à peu moins mobilisables dans la solution du sol (Barriuso et al., 1996 ; Gaillardon, 1996). Plusieurs explications sont proposées dans la littérature, comme la progression plus intime des substances au sein de la micro-porosité ou la mise en place

d'interactions physico-chimiques plus fortes. Ces processus sont très dépendants des propriétés des molécules et des conditions environnementales, (matières organiques, activité biologique, cycles d'humidification et dessiccation du sol, ...) (Lennartz et al., 2007 ; Wauchoppe, 1978). Dans le cas des matières en suspension, même si une tendance semble se dégager à partir d'une analyse des résultats de Sauer et al., 1987 (figure 12), obtenus sous simulations de pluie en plein champ, cette conclusion demanderait à être confortée par des expérimentations spécifiques (durée d'observation plus longue en conditions mieux contrôlées).

Cette évolution est importante à évaluer moins en terme de contribution au flux total de substances phytosanitaires mobilisé puisqu'on a vu que ce sont surtout les premiers événements de pluie qui suivent l'application qui génèrent l'essentiel des départs, qu'en terme d'incidence possible sur le maintien d'une contamination chronique. De fait, certains auteurs notent que lors de ruissellements tardifs dans la saison, ce sont surtout les agrégats du sol qui contribuent à alimenter le ruissellement (la masse initiale dans la solution du sol ayant été lessivée) (Baldwin, 1995 ; Munoz, 1992 ; Wauchope 1990). Se superpose à cette question, celle relative à l'évolution dans le temps de la capacité de désorption des substances fixées sur les particules de sol érodées et l'évolution de leur biodisponibilité au sein des cours d'eau.

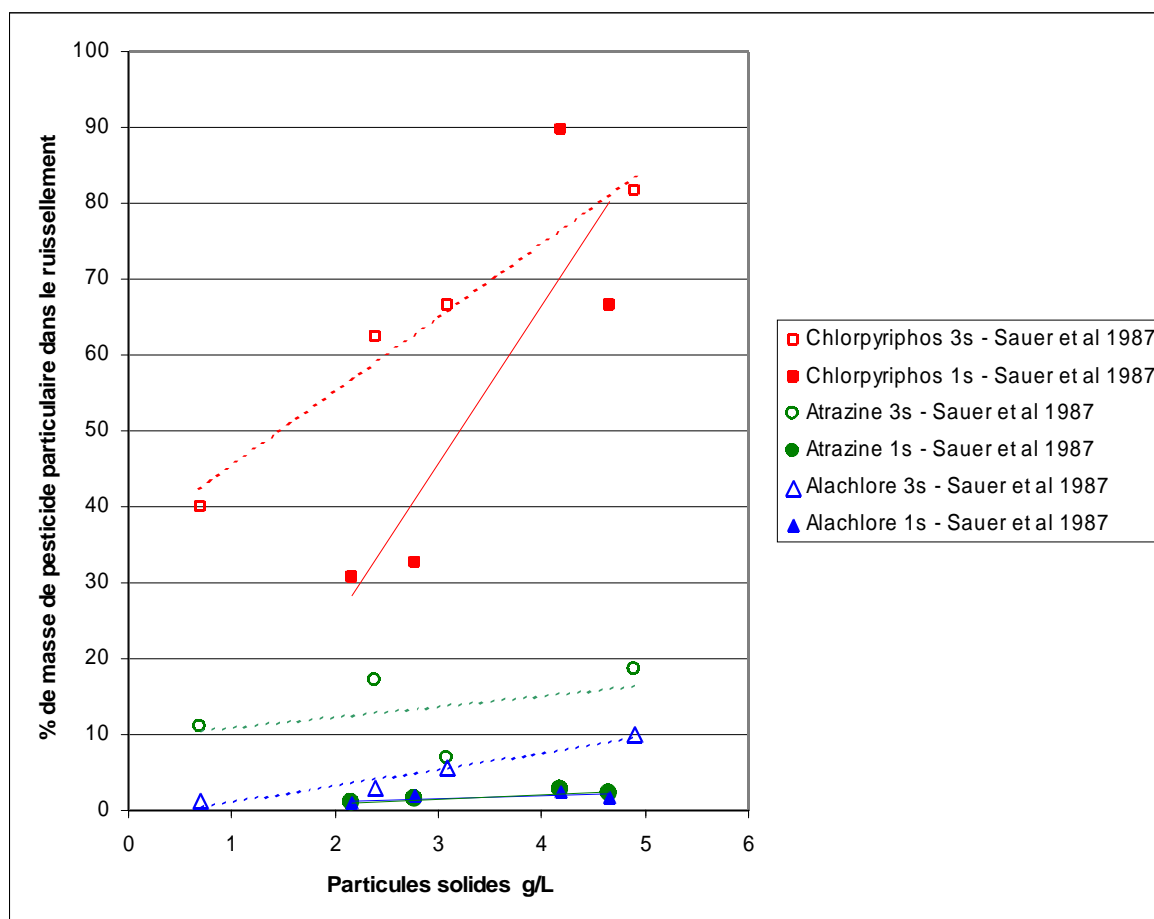


Figure 12 : Evolution de la fraction de substance en phase solide en fonction de la charge en particules solides du ruissellement 1 (1s) ou 3 (3s) semaines après l'application des substances sous forme commerciale et à l'issue de simulations de pluie d'égale intensité (136 mm/h pendant 1h) (d'après Sauer et al., 1987).

Par ailleurs, si l'on s'intéresse aux concentrations, exprimées en ppm pour chaque phase, il est incontestable qu'elles sont nettement plus élevées sur les particules solides, et souvent, de plusieurs ordres de grandeurs, dans presque tous les cas étudiés (y compris mes propres travaux dans le domaine) (tableau A1 en annexe 1).

Considérations d'ordre méthodologique :

A l'issue de cette analyse, il est également possible de soulever certaines questions d'ordre méthodologique. Il est, en effet, important de souligner que les études qui tentent de faire la part des substances phytosanitaires associées à chaque phase liquide ou solide du ruissellement sont souvent confrontées à des contraintes techniques (seuils de séparation des phases, durée d'entreposage avant séparation) dont il serait utile de mieux cerner les limites, en fonction des objectifs poursuivis :

- de fait, il n'existe pas de méthode de séparation standard des matières en suspension dans le ruissellement en vue de l'analyse des substances phytosanitaires en phase solide ou liquide. Diverses méthodes sont recensées dans la littérature (décantation, filtration, centrifugation). En conséquence, les seuils de coupure entre les phases sont différentes et varient par exemple de 0,1 à 2,5 μm dans l'analyse bibliographique réalisée. On souligne que, compte tenu de ces seuils de coupure, on parlera abusivement de phase dissoute pour désigner la part de substance au sein du liquide qui résulte de la séparation et qui, dans les faits, regroupe le dissous vrai, la phase colloïdale et possiblement des particules solides fines ; Un travail de réflexion sur le choix des seuils de coupure en fonction de l'objectif visé serait nécessaire. Par exemple, pour l'étude de flux particulaire, des filtrations à 0,45 μm ou 0,7 μm sont le plus souvent utilisées. Mais cela ne sera pas forcément suffisant pour évaluer l'impact biologique des substances adsorbées sur les particules solides. Dans ce cas, il peut être important de distinguer la phase dissoute vraie pouvant franchir les membranes cellulaires (< 1 nm) de la fraction colloïdale ou particulaire ne pouvant franchir les membranes mais pouvant toutefois être ingérées par les organismes.
- Par ailleurs, il ressort de la littérature qu'il s'écoule le plus souvent 24 h entre le moment du prélèvement et la date de la séparation des phases. Or, les processus d'adsorption/désorption sur les particules érodées peuvent évoluer dans l'échantillon avant la séparation des phases (Hansen et al., 2001 ; Louchart, 1999). On dispose cependant de très peu de connaissances à ce sujet. On a recensé qu'une seule, (Munoz, 1992), où des séparations ont été réalisées directement sur le terrain 1 h maximum après l'échantillonnage, à l'aide d'une centrifugeuse en continu portable. Cependant, on n'observe pas de différence significative par rapport aux essais du même auteur sur le même site et les mêmes substances phytosanitaires, lorsque la séparation a lieu 24 h après échantillonnage. On souligne, toutefois, que ces mesures ont été réalisées suite à une simulation de pluie sur le terrain survenant plusieurs mois (voire années) après que le traitement phytosanitaire ait eu lieu. Or, comme on l'a déjà évoqué plus haut, les substances adsorbées dans le sol peuvent s'avérer moins mobilisables dans la phase liquide avec le temps (Barriuso et al., 1996 ; Gaillardon, 1996), ce qui pourrait expliquer cette moindre influence de la date de séparation.

On constate donc que les connaissances relatives aux cinétiques de mobilisation fine des substances dans le ruissellement devraient être approfondies. En particulier, il n'est pas aisé, aujourd'hui, d'évaluer si les concentrations mesurées sur les particules du ruissellement 24h après prélèvement sont représentatives des concentrations sur ces mêmes particules au moment de leur mobilisation dans le ruissellement peu de temps après l'application. On peut émettre l'hypothèse que ces dernières étaient plus élevées et

que les substances ont subi une désorption au cours de leur entrainement et transfert dans le ruissellement, du fait de la dilution par l'eau de pluie. Cette hypothèse est d'autant plus plausible que la désorption depuis un sol comporte une phase rapide qui s'effectue en quelques heures (testée pour l'isoproturon et le diuron par Gaillardon, 1997). Dans ce cas, la part des substances mobilisables dans le ruissellement par les particules solides érodées pourrait être aujourd'hui sous estimée (Hansen et al., 2001).

Il conviendrait donc de mettre en place des expérimentations pour mieux cerner le rôle des particules solides au cours de chaque étape i) de mobilisation des substances phytosanitaires depuis le sol puis 2) de transport de ces dernières dans le ruissellement, et notamment, leurs possibilités de désorption et de ré-alimentation de la solution ruisselée.

5. Réflexions sur la modélisation du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement

Devant la difficulté et la lourdeur des expérimentations en plein champ, un certain nombre de modèles de simulation du transfert vers les eaux des substances phytosanitaires appliquées sur une parcelle agricole ont été développés depuis la fin des années 70 afin de mieux cerner le potentiel de transfert de ces substances en fonction de leurs propriétés physico-chimiques et des pratiques agricoles (dose, date, mode d'application). La plupart d'entre eux sont issus de centres de recherche des Etats-Unis comme l'Agence de Protection de l'Environnement ou le Département de l'Agriculture des Etats-Unis. Cependant, peu à peu, des modèles européens sont aussi apparus, (Vancloster et al., 2000). De façon générale, les processus considérés et le niveau de leur formalisation sont relativement basiques comparativement à la complexité des processus réels. Je me suis plus particulièrement intéressée à la représentation de la mobilisation des substances phytosanitaires dans le ruissellement et au partage entre les phases liquide et solide. En général, les modèles supposent que les substances phytosanitaires sont initialement à l'équilibre d'adsorption dans le sol et sont entraînées depuis une couche de surface du sol de l'ordre d'un centimètre de profondeur d'où elles sont mobilisées dans le ruissellement selon un coefficient d'extraction pour prendre en compte le fait que tout le sol de cette couche ne participe pas effectivement au mélange. La masse extraite subit ensuite une dilution et une distribution entre les phases liquide et solide du ruissellement (Leonard et al., 1979). Les mécanismes d'adsorption et de désorption sont décrits de manière identique sur le sol ou les particules de terre érodée selon une loi linéaire ou une fonction puissance (Freundlich) instantanée et totalement réversible. Certains modèles plus sophistiqués prennent en compte une répartition des sites d'adsorption entre une fraction répondant à des réactions instantanées et l'autre, à une cinétique d'ordre 1 (van Genuchten et al, 1989).

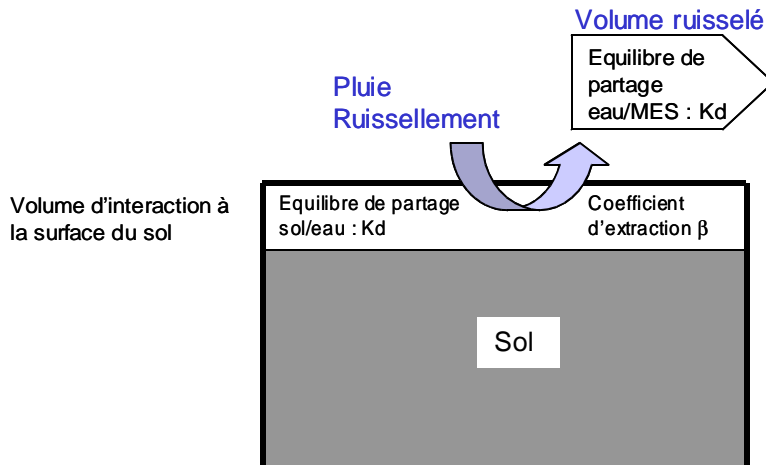


Figure 13 : Représentation schématique des processus de partage et d'extraction des substances du sol vers le ruissellement (représentation schématique du modèle CREAMS, Knisel, 1980).

Mes résultats de recherche sur le partage liquide/solide des substances phytosanitaires au sein du ruissellement présentés précédemment, ont mis en évidence que, d'une part, l'adsorption peut être de plusieurs ordres de grandeur plus élevée sur les particules de sol en suspension que sur le sol en place et que, d'autre part, la désorption peut être incomplète depuis ces particules comme cela a également été montré par d'autres sur les sols (Mamy et al., 2007). On peut donc s'attendre à ce que les modèles sur-estiment la fraction de substances phytosanitaires mobilisées en phase liquide depuis le sol (Wallach et al., 1992). J'ai tenté de pallier, pour partie, cette lacune en proposant une modélisation avec le modèle CREAMS (Knisel, 1980) qui fasse intervenir deux coefficients de partage : le premier relatif au partage de la substance dans le sol après application et le second relatif au partage de la substance au sein du ruissellement, en me basant sur les observations citées plus haut (figure 9). Même si l'amélioration n'est pas égale selon les substances, il apparaît que dans la plupart des cas les résultats ainsi obtenus avec le modèle sont plus proches des observations (figures 14) (Gouy et al., 1993). Ces résultats ont été élargis, avec le même modèle ou son dérivé le GLEAMS (Léonard et al., 1987) à des situations plus diversifiées en termes de propriétés physico-chimiques distinctes des substances (Charlotte Courbis, 2006 ; Marcel Razafindratsimba, 1994) et pour un panel varié de situations parcellaires (en terme de pente, texture de sol, culture, climat), (Emmanuelle Lonjaret, 1995 ; Lancelot Naigeon, 1998). La forte dépendance des résultats vis-à-vis du Curve Number, paramètre prenant en compte les conditions d'humidité du sol et intervenant dans la fonction de production du ruissellement de la méthode du Soil Conservation Service utilisée dans le CREAMS, est toutefois apparue comme un point limitant de la modélisation. Cette constatation a aussi été évoquée par d'autres auteurs (Louchart, 1999 ; Ponce et al., 1996 ; Auerswald et al., 1996).

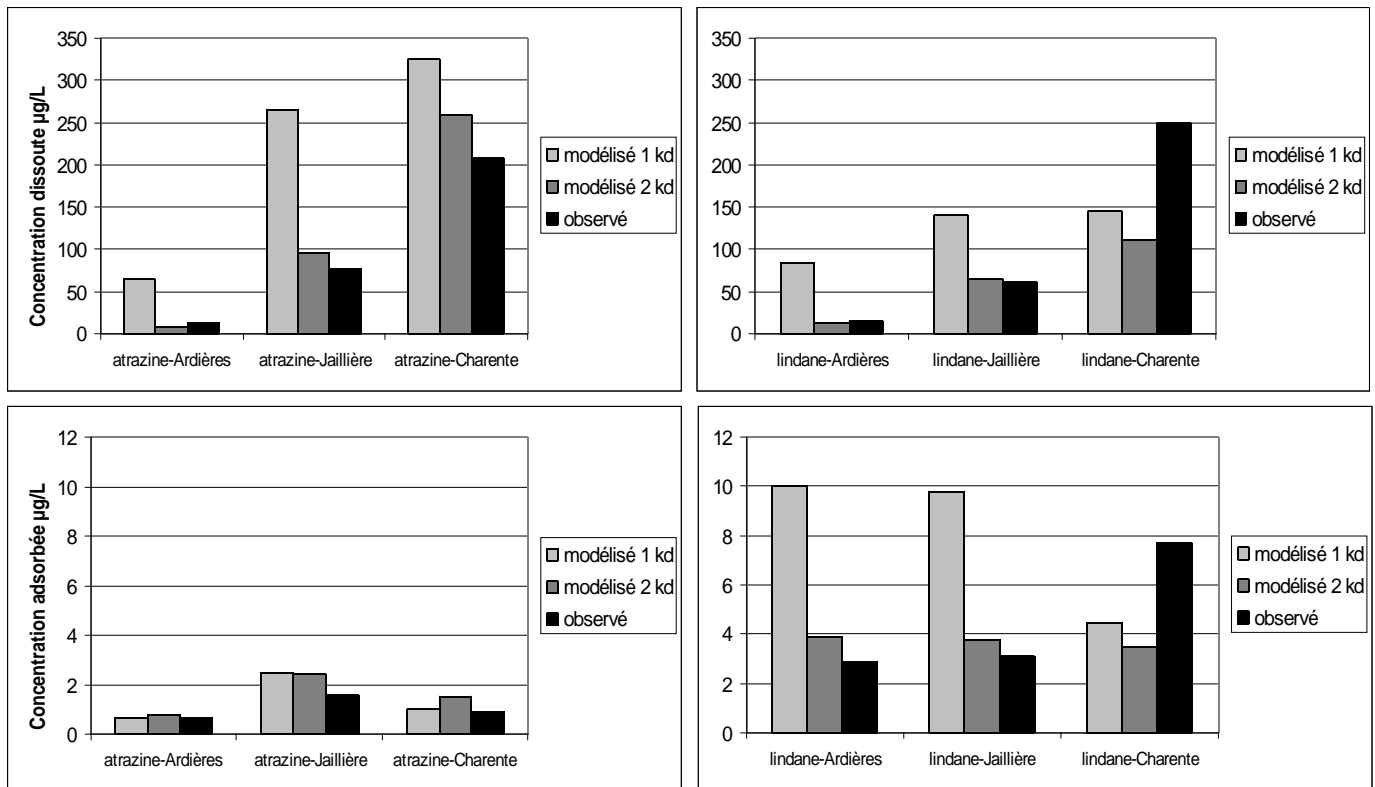


Figure 14 : Modélisation avec CREAMS (USDA, 1990) des concentrations en phases liquide et solide d'atrazine (à gauche) et de lindane (à droite) au sein du ruissellement en utilisant 1 seule ou 2 valeurs de coefficient d'adsorption sur le sol et les particules en suspension et comparaison avec les valeurs de concentrations dans le ruissellement observées au cours d'une simulation de pluie survenant 16h après application des substances pures (Gouy, 1993).

J'ai également souhaité approfondir la dépendance des résultats vis-à-vis du coefficient d'extraction des substances phytosanitaires depuis la couche de surface du sol, dans la mesure où il détermine la masse totale de substances phytosanitaire qui est effectivement entraînée que ce soit en phase liquide ou solide. Il est apparu que les valeurs des coefficients proposés dans le modèle du GLEAMS du USDA (Leonard et al., 1987), étaient près de 10 fois plus élevées que celles obtenues par calage à partir de données observées (Charlotte Courbis, 2006). Ce constat confirme que les lois empiriques sur lesquelles reposent les modèles issus des Etats-Unis ne sont pas toujours adaptées aux conditions européennes, comme cela a déjà été mentionné plus haut pour la valeur du Curve Number. Ainsi, cette modélisation reste délicate à proposer comme outil d'aide à la décision du fait de sa forte dépendance vis-à-vis du choix de paramètres peu aisés à obtenir de façon simple (coefficient d'extraction du sol, coefficient d'adsorption sur des particules de sol érodées). Les estimations de concentrations et flux sont, en général, sur-estimées. Un classement relatif des substances et des milieux est possible mais nécessite souvent un calage préalable, à partir de données observées, ce qui en limite l'application.

Dès lors, quelles pistes privilégier pour améliorer la modélisation de la mobilisation des substances phytosanitaires dans le ruissellement au cours d'une pluie ?

Comme on l'a vu précédemment, la modélisation du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement dépend fortement de la distribution dans le sol des substances en présence entre les phases liquide et solide ainsi que du degré de mobilisation de chacune de ces phases dans le ruissellement. Elle dépend également de la représentation de la distribution eau/matières en suspension au sein du ruissellement. Souvent ces échanges sont représentés par des coefficients constants alors que dans les faits, ils peuvent évoluer dans le temps et l'espace. Par exemple, le degré de mélange et d'extraction des substances phytosanitaires du

sol vers le ruissellement est très variable selon l'intensité et la durée de la pluie, la texture et la structure du sol, la couverture foliaire, la rugosité de surface (Lecomte et al., 2001 ; Ahuja et al., 1983). De même, le coefficient d'adsorption des substances phytosanitaires varie selon la nature des sols, leur teneur en matière organique. Il varie avec la profondeur et avec le temps (Louchart et al., 2000). Un effort devrait donc être mené afin de mieux cerner cette variabilité spatiale et l'évolution temporelle de l'adsorption.

Deux voies de recherche complémentaires semblent intéressantes à approfondir :

- raffiner la prise en compte des processus en jeu sur des bases physiques en s'appuyant sur des expérimentations et modélisations adéquates, en vue de mieux comprendre et quantifier les transferts,
- tester en parallèle des formalismes simplifiés dédiés à un type de milieu en s'appuyant sur une hiérarchisation des processus et des facteurs dominants. Cette piste est particulièrement importante à développer pour faire émerger des outils d'aide à la décision et mieux prendre en compte les conditions locales.

Un intérêt particulier serait à porter aux sols à infiltration limitée dans la mesure où, au ruissellement généré par le dépassement local de la capacité d'infiltration, pourra s'ajouter un ruissellement par saturation de profil ou un écoulement latéral dans le sol, processus dont les contributions à la contamination par les substances phytosanitaires des cours d'eau sont encore très peu documentées et prises en compte dans les modèles.

Enfin, une bonne modélisation ne dépend pas que de la pertinence du modèle mais également de la façon dont il est mis en œuvre et du choix des paramètres les plus sensibles. En ce sens, j'ai participé à des réflexions et des études inter-comparatives pour la mise en œuvre d'un panel de modèles en collaboration avec plusieurs organismes nationaux et européens. Ils mettent en évidence l'importance de respecter un protocole rigoureux et d'en assurer la traçabilité afin de mieux cerner l'origine des écarts observés entre différents utilisateurs (Gouy et al., 2002 ; Vanclouster et al., 2000 ; Rekolainen et al., 2000). Par ailleurs, il serait nécessaire de d'avantage prendre en considération les incertitudes liées aux résultats de la modélisation, pour estimer, notamment à partir de quand deux valeurs sont significativement différentes et ainsi mieux cerner à quels objectifs ils peuvent répondre.

6. Conclusions et perspectives du volet 1

Malgré la complexité des processus et facteurs en jeu au cours de la mobilisation des substances phytosanitaires dans le ruissellement depuis une parcelle agricole, on peut dégager des tendances fortes que l'on rappelle ci-après :

- A cette échelle, les concentrations en substances phytosanitaires dans le ruissellement sont en général maximales en début d'événement et décroissent rapidement au cours du temps. Pour de fortes intensités de pluie, les propriétés des substances semblent jouer un rôle secondaire dans leur mobilisation. Ces dernières sont plus discriminantes lors de pluies moins intenses. Dans ce cas, les substances à fort Koc ou très faible solubilité sont en général moins mobilisés que les autres. Toutefois, dans tous les cas, la durée entre le début de la pluie et l'occurrence du ruissellement joue un rôle primordial sur les valeurs des concentrations maximales : notamment, l'infiltration préalable à l'apparition du ruissellement concourt à faire sortir les substances les plus solubles de la zone d'extraction du ruissellement et donc à réduire leurs concentrations dans le ruissellement. Leurs concentrations dans

le ruissellement peuvent alors devenir du même ordre de grandeur que celles de substances moins solubles qui auront été moins lessivées.

- Les substances phytosanitaires sont majoritairement transférées dans la phase liquide du ruissellement, sauf cas particuliers (substance à très faible solubilité $<0,05\text{mg/L}$). Les flux en phase solide peuvent cependant dépasser 1g/ha dans les situations agro-pédo-climatiques fortement érosives ($>1\text{t/ha/cycle cultural}$) ou au cours d'événements extrêmes (pluie érosive peu de temps après l'application et produits à fort Koc ($>800\text{ L/kg}$)). Dans ces conditions, les particules de terre érodées peuvent contribuer à atténuer les différences, en terme de flux total, entre des substances à fort ou à faible coefficient d'adsorption (Louchart, 1999 ; Gouy et al. 1999 et Gouy, 1993).
- Mes travaux ont montré l'intérêt de travailler avec une gamme de substances aux propriétés différenciées. Le recours à la simulation de pluie a mis en évidence la grande variabilité du coefficient de distribution des substances phytosanitaires entre les phases solide et liquide au cours d'un épisode de ruissellement. Il peut atteindre des valeurs de plusieurs ordres de grandeurs supérieures aux valeurs obtenues à l'équilibre en conditions standards à partir de sols. Les incidences en terme de modélisation du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement ne sont pas à négliger.
- Peu de modèles permettent aujourd'hui une estimation quantitative des concentrations et des flux de substances phytosanitaires dans le ruissellement, et particulièrement au pas de temps fin. Les estimations sont, en général, nettement sur-estimées. Un classement relatif des substances et des milieux est toutefois possible mais nécessite souvent un calage préalable, à partir de données observées. L'approche que j'ai proposée, faisant intervenir deux coefficients de partage distincts, pour prendre en compte la spécificité des conditions de ruissellement, permet de produire des résultats plus proches des observations. Toutefois, la modélisation résultante reste délicate à envisager comme outil d'aide à la décision du fait de sa forte dépendance vis-à-vis du choix de valeurs de paramètres, liés tant à l'hydrodynamique qu'à la physico-chimie, pas facilement accessibles et/ou variables dans le temps et l'espace (notamment le Curve Number qui entre dans la fonction de production du ruissellement, le coefficient d'extraction des substances phytosanitaires du sol dans le ruissellement, le coefficient d'adsorption sur le sol et les particules érodées).
- Il n'existe que très peu de jeu de données permettant de vérifier l'importance relative des processus chimiques de rétention / relargage de surface et des processus d'infiltration / re-mobilisation vers la surface sous l'effet de l'intensité des pluies, sur la capacité du sol à restituer des substances phytosanitaires dans le ruissellement. De même, il n'existe que très peu de références sur la confrontation de données observées avec divers formalismes de représentation des processus de mobilisation des substances phytosanitaires en surface (Ma et al., 1996).
- Les résultats obtenus, notamment en terme de dynamique fine des concentrations et de transport particulaire, montrent que le ruissellement de surface est susceptible d'induire des « schémas » de transfert et d'exposition des organismes au sein du cours d'eau bien différenciés, selon les propriétés des substances et les périodes d'application (automne/hiver ou printemps/été). Ils sont à prendre en considération aussi bien pour l'identification de solutions correctives adaptées à chaque cas (cf volet 2) que pour l'évaluation des effets biologiques associés (cf volet 3) et la modélisation.

- Une des implications majeures de ces résultats en terme de réduction des transferts est la mise en évidence que des techniques visant à limiter l'érosion seule ne peuvent pas suffire à atténuer de façon significative les transferts de substances phytosanitaires au sein du ruissellement. Ainsi des actions combinées de limitation du volume du ruissellement à la parcelle seront à encourager (Alletto et al., 2010). Pour retarder la date d'occurrence du ruissellement, il est aussi conseillé de ne pas appliquer sur un sol trop humide. Cependant, Guimont et al., 2005 ont aussi montré que ce dernier ne devait pas être trop sec non plus, car, outre le fait que le traitement sera moins efficace, les substances phytosanitaires peuvent rester en surface du sol et être plus disponibles pour le transfert lors de la première pluie. En complément des actions à la parcelle, des techniques comme l'installation de bandes enherbées, en interception du ruissellement, présentent un intérêt majeur dans la mesure où elles agissent non seulement sur la sédimentation des particules érodées mais, également, sur la réduction des volumes d'eau écoulés en surface, en favorisant l'infiltration à travers le sol.

Enfin, en termes méthodologiques, un certain nombre de questions mériteraient d'être approfondies :

- En quelle mesure la contribution de la forme particulaire à la contamination des cours d'eau pourrait-elle être sous estimée du fait des protocoles de séparation des phases utilisés (24h après la collecte des échantillons dans la majorité des cas) ? On peut faire l'hypothèse que ce temps de stockage peut induire une désorption depuis les particules solides vers la solution du ruissellement dont elle peut ainsi contribuer à augmenter les concentrations en phase liquide. De fait, les cinétiques de désorption des substances phytosanitaires depuis les MES au cours de leur mobilisation et transport au sein du ruissellement ne sont pas suffisamment connues. Ce constat met sans doute en évidence la difficulté de mettre en œuvre des protocoles adaptés et reproductibles pour cerner ces processus au sein du ruissellement à pas de temps fin. Aux aspects dynamiques s'ajoutent les difficultés techniques de séparation de phases et d'analyse sur des échantillons solides souvent très limités (quelques grammes).
- Quels seuils de séparation privilégier ? Classiquement, aujourd'hui le seuil de coupure « technique » pour séparer la phase solide est de 0,45 μm . Il sera cependant important d'adapter ce seuil aux objectifs poursuivis (étude de flux particuliers vers l'aval, étude d'impact biologique qui peut impliquer de distinguer la phase biodisponible, ...).
- La simulation de pluie s'avère être un outil intéressant pour mieux contrôler les facteurs d'influence mais il conviendrait de les mettre en œuvre dans des conditions plus proches de celles du terrain (intensités de pluie, couverture du sol plus réalistes). Par ailleurs, si ce dispositif est utile pour mieux comprendre les processus d'entraînement des substances phytosanitaires, l'extrapolation à l'échelle de la parcelle implique la prise en compte d'autres processus (ré-infiltration, re-déposition des particules de terre érodées, concentration des écoulements, ...) et donc le recours à des suivis sur site.
- Dans nos expérimentations, le recours à une gamme diversifiée de substances, aux propriétés physico-chimiques différentes a montré tout son intérêt pour mieux cerner la différenciation des comportements associés. De même, le choix de travailler avec de faibles taux de matières en suspension et des concentrations réalistes dans le ruissellement nous semble à privilégier pour mieux cerner les processus en conditions naturelles.

**Volet 2. Mieux comprendre et quantifier la
rétention des substances
phytosanitaires transférées par voie
hydrique au sein des zones d'interface
que sont les fossés agricoles**

*« Puis la terre devint môle, d'un profond noir de jais ;
Elle sentait les roseaux et les feuilles mouillées. »*

1. Préambule

Même s'il essaie de minimiser le recours aux produits phytosanitaires et d'adapter ses pratiques agricoles, l'agriculteur est tributaire de facteurs climatiques non contrôlables (conditions d'humidité à l'application, pluie survenant peu de temps après l'application notamment) qui font que le risque de transfert de ces substances hors de la parcelle agricole ne peut être totalement éliminé dès lors que ces produits sont appliqués. De ce fait, les éléments du paysage (jachère, prairie, bois, haie, fossés ...) qui se positionnent topographiquement entre la zone exutoire de la parcelle et le cours d'eau constituent des interfaces intéressantes à étudier dans la mesure où, interceptant une partie des eaux contaminées, elles peuvent en modifier les flux et les concentrations. Des recherches montrent effectivement que des aménagements tels que des bandes enherbées peuvent réduire d'une manière significative le transfert de l'eau et des substances transportées par ruissellement (Arora et al., 2010 ; Reichenberger, 2007 ; Lacas et al., 2005 ; Carluer, 2004 ; Moussa et al., 2003 ; Souiller et al., 2002 ; Madrigal et al., 2002 ; Mersie et al., 1999 ; Patty, 1997 ; Baker et al., 1995). Cependant, ce type de dispositif n'est pas envisageable dans toutes les situations et il est, en particulier, inefficace au sein des territoires agricoles où l'organisation des circulations d'eau génère des écoulements concentrés en rigoles. Ceci est manifeste dans le cas des zones agricoles drainées (7 millions d'hectares de terres agricoles représentant 20% de la SAU), que ce soit par des drains enterrés ou par des fossés d'assainissement, mais bien des territoires agricoles présentent des concentrations des écoulements même en l'absence de drainage systématique. Par la suite, on entend essentiellement sous le terme de « fossé » un système artificiel réalisé par l'homme afin de faciliter l'évacuation de l'excès d'eaux des parcelles cultivées, même si, dans certains cas, il peut s'agir d'un petit ruisseau pré-existant et recalibré pour cet effet. On s'intéresse en particulier aux fossés de petites dimensions situés au voisinage immédiat des parcelles, au plus près de la source de contamination. Les fossés jouent un rôle de collecte, d'acheminement et de dissipation de l'eau et des substances phytosanitaires issues des parcelles. Ils réceptionnent en particulier la dérive de pulvérisation, le ruissellement ou les écoulements latéraux (drainage artificiel ou naturel).

Marofi, 1999 et Dagès, 2003 ont montré que dans les conditions spécifiques des bassins méditerranéens, les fossés peuvent agir positivement sur la limitation des écoulements de surface en favorisant l'infiltration et la redistribution de l'eau et des produits dans le sol. Cependant, ce type de processus est limité dans les milieux à caractère hydromorphe, où la capacité d'infiltration des fossés est faible en période de drainage intense (écoulements hivernaux). Il est également dépendant de la perméabilité des parois et du fond du fossé. Par ailleurs, lorsque l'infiltration a bien lieu, se pose la question de la contamination potentielle des nappes sous-jacentes. C'est pourquoi, il nous est apparu intéressant d'étudier spécifiquement les possibilités de rétention physico-chimique des substances phytosanitaires au sein des substrats de fond de fossés agricoles : ce processus a déjà été mis en évidence au sein de sols et végétation de bandes enherbées (Doussset et al., 2010 ; Lacas 2005 ; Souiller et al., 2002 ; Watanabe et al., 2001 ; Benoit et al., 1999) ou plus tardivement des zones humides (Hunt et al., 2008 ; Moore et al., 2006 ; Sherrard et al., 2004 ; Moore et al., 2000), mais les fossés étant caractérisés par des natures de substrats et des conditions hydrauliques très différentes comparativement à ces dernières, des études spécifiques sont justifiées. C'est donc dans l'objectif d'apporter des références en terme de rétention des substances phytosanitaires au sein des fossés agricoles qu'a été initiée, en 1998, la thèse de Christelle Margoum, en collaboration avec le CEH de Wallingford, l'INRA de Grignon, Rhône Poulenc (ex-Bayer Crop Science) et l'ITCF (ex-Arvalis Institut du Végétal).

Ces travaux ont été complétés en 2005 par la thèse d'Olivier Boutron, qui a permis de préciser, en conditions contrôlées, l'influence de plusieurs facteurs liés à la géométrie du fossé

et à la vitesse de l'écoulement. Les principaux résultats, re-situés dans le contexte scientifique général sont présentés ci-après. On précise que pour des raisons pratiques (volume de solution utilisée), les expérimentations sur le terrain ont été réalisées avec des substances sous forme de produit commercial, alors que les essais au laboratoire et en canal expérimental ont été réalisés avec des substances pures. Une étude comparative complémentaire a cependant mis en évidence que la formulation pouvait être à l'origine d'une légère diminution de la rétention du fait d'une solubilité apparente plus importante, ce qui est cohérent avec Chaplain et al., 2001 et Chamel, 1997. Dans les travaux présentés ci-après, on s'est intéressé uniquement à l'évolution de la contamination dans la phase liquide, en l'absence de particules en suspension.

2. Mise en évidence d'une rétention des substances phytosanitaires au sein de fossés agricoles et de l'importance des aspects cinétiques

Les études du devenir des substances phytosanitaires en phase liquide dans le ruissellement au sein des bandes enherbées montrent que leur rétention est principalement liée à la capacité d'infiltration et de piégeage des substances au sein du mat racinaire. Œuvrent à la fois des processus de piégeage physique dans la micro-porosité et d'adsorption physico-chimique dans les premiers centimètres du sol (Boivin et al., 2007a et b ; Lacas, 2005). L'adsorption des substances transitant dans l'écoulement de surface au contact du substrat aérien (végétation) est plus faible et elle est surtout effective pour les substances présentant un coefficient d'adsorption élevé (Souiller et al., 2002). De ce fait, il nous est apparu important d'aborder deux aspects essentiels dans la rétention pour l'application aux fossés :

- l'influence de la nature des substrats sur la rétention (notamment de la teneur en matières organiques) (Benoit et al., 2003 ; Madrigal et al., 2002),
- l'influence des conditions de l'écoulement (vitesse de l'écoulement de surface et hauteur de la lame d'eau, présence initiale d'eau au sein du substrat) sur la rétention ; ces dernières pouvant modifier les temps ainsi que les surfaces de contact.

Lors du démarrage de la thèse de Christelle Margoum, les travaux relatifs au devenir des substances phytosanitaires dans les fossés étaient émergents et limités à des systèmes très peu mobiles et de section importante (1,6 m au fond et 50 cm de lame d'eau) où il était montré que l'on pouvait retrouver du linuron dans les sédiments et la végétation aquatique suite à une dérive de pulvérisation (Crum et al., 1998). Par la suite, les recherches se sont développées sur des systèmes à écoulement plus rapide, plus représentatifs des conditions rencontrées au sein des territoires agricoles en France (Williams et al., 1999 ; Margoum et al., 2001b ; Moore et al., 2001 ; Dierksmeier et al., 2002 ; Margoum et al., 2003 ; Cooper et al., 2004 ; Leistra et al., 2004 ; Schulz, 2004 ; Bennett et al., 2005 ; Dabrowski et al., 2005 ; Needelman, 2007 ; Moore et al., 2008). Ils ont montré qu'un abattement des concentrations de substances phytosanitaires en phase liquide entre l'amont et l'aval d'un fossé était possible, en lien avec la présence de végétation et de sédiments (*Christelle Garon-Boucher, 1998 ; Lionel Charnay, 1998*). Les processus susceptibles de concourir à cette atténuation sont multiples : la dilution, l'adsorption, la rétention physique dans la microporosité des sédiments ou du substrat, et, à un pas de temps plus long : l'absorption par les plantes et la dégradation. Toutefois, ces travaux ne permettent pas de hiérarchiser les processus majeurs en cause.

La thèse de Christelle Margoum et les travaux conjoints en collaboration avec le CEH et l'INRA, ont contribué à mieux comprendre et quantifier les processus en jeu grâce à la mise en œuvre de trois niveaux d'investigations complémentaires pour étudier conjointement l'influence de caractéristiques physico-chimiques et hydrodynamiques sur la rétention des produits : a) des simulations d'écoulements en milieu naturel, b) la caractérisation au

laboratoire de l'adsorption sur des substrats variés présents dans les fonds de fossés (sédiments, feuilles mortes) et c) la réalisation d'expérimentations en conditions d'écoulements contrôlés (débit et niveaux de concentrations maîtrisés, substrats bien identifiés) dans un canal expérimental conçu et mis en œuvre au cours de la thèse.

Les expérimentations de simulation d'un ruissellement chargé en substances phytosanitaires menées dans divers fossés d'assainissement agricole de l'Ouest de la France sur le site de la Jaillière (Arvalis Institut du Végétal), ont permis (i) d'acquérir des données de référence sur le fonctionnement hydraulique et physico-chimique des systèmes naturels étudiés, (ii) de réaliser une première approche de la dissipation des produits dans ce milieu jusqu'alors très peu étudié et (iii) d'aboutir à des ordres de grandeur des taux de rétention des substances.

On a ainsi mis en évidence des dynamiques de transfert rapides qui induisent des rétentions variables en fonction à la fois des caractéristiques de l'écoulement et des propriétés des substances (figure 15).

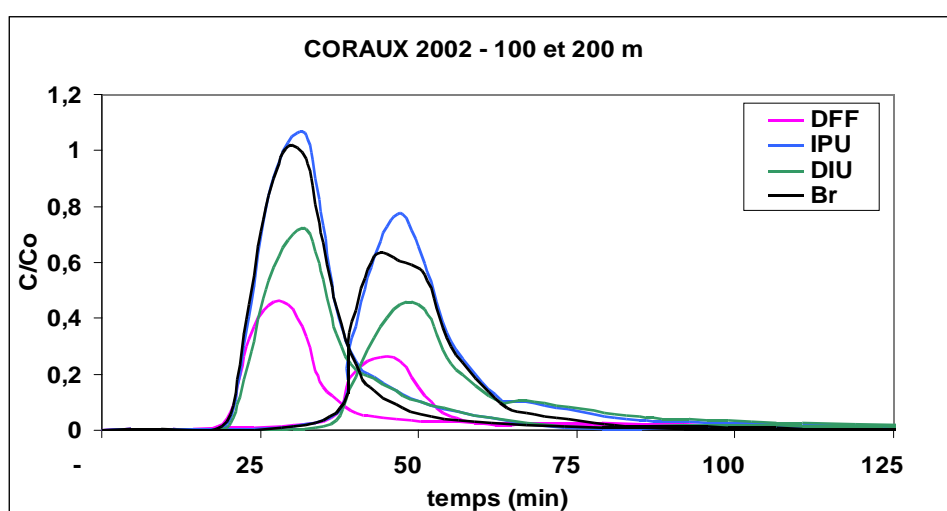


Figure 15 : Évolution des concentrations dans l'eau normalisées par la concentration initiale C/C_0 (à la distance 0) aux distances de prélèvement de 100 et 200 m au sein d'un fossé agricole (Site de la Jaillière) (débit : 2,1 L/s, largeur : 50 cm et 10 cm de lame d'eau), (pour trois substances et l'ion bromure, IPU : isoproturon, DIU : diuron, DFF : diflufénicanil).

Le dispositif expérimental mis en œuvre a permis d'évaluer non seulement l'atténuation possible de la contamination en terme de réduction de concentration dans l'eau (tableau 3) mais également en terme de réduction de flux. Il a notamment été confirmé que le temps de transfert et la nature du substrat ont une influence majeure de même que le caractère hydrophobe des substances. Les portions de fossés occupés par des matières organiques (feuilles mortes, humus) présentaient un taux de rétention plus important que celles occupées par des sédiments (tableau 4). Ces expériences ont également mis en exergue la complexité des interactions en jeu (chimiques et hydrologiques) ainsi que la variabilité des résultats en lien avec l'hétérogénéité des systèmes étudiés (débit, géométrie et type d'occupation du fond de fossé, nature du substrat et des substances).

Tableau 3 : Atténuation de la concentration maximale dans l'eau en substances phytosanitaires entre deux points de prélèvements. (IPU : isoproturon, DIU : diuron, DFF : diflufénicanil).

Fossé	CHARME	CORAUX 99	CORAUX 02	ERINE	FROUST	
	100 m / 50 m	100 m / 50 m	200 m/100 m	50 m / 25 m	200 m / 100 m	300 m / 200 m
DFF	14 %	27 %	44 %	58 %	33 %	58 %
DIU	3 %	24 %	38 %	64 %	35 %	48 %
IPU	9 %	16 %	26 %	56 %	32 %	40 %
Traceur	2 %	11 %	40 %	54 %	20 %	33 %

Tableau 4 : Taux de rétention physico-chimique (par rapport aux quantités injectées) des substances phytosanitaires dans les fossés, normalisé par rapport au taux de récupération d'un soluté non interactif (Cl- ou Br-) utilisé dans les mêmes conditions (on s'affranchit ainsi des processus de rétention physique ou de pertes latérales par infiltration) (IPU : isoproturon, DIU : diuron, DFF : diflufenicanil).

Fossé / saison	Encombrement	Débit moyen	Distance	Rétention DFF	Rétention DIU	Rétention IPU
CHARME / hiver	Très peu herbacé Sédiments grossiers	44 L/s	50 m	- ^γ	-	-
			100 m	-	-	-
CORAUX / hiver	Alternance végétation et sédiments fins	2,5 L/s	50 m	-	-	-
			100 m	17 %	6 %	< 1 %
ERINE / hiver	Très herbacé (végétaux verts) Sédiments grossiers	1 L/s	25 m	8 %	-	-
			50 m	23 %	-	-
DON / hiver	Litière : 10 cm d'humus	2,5 L/s	25 m	37 %	X ^η	12 %
			50 m	54 %	X	27 %
FROUST / été	Végétation vivante irrégulière De 250 à 300 m : feuilles mortes	10 L/s	100 m	28 %	-	-
			200 m	30 %	3 %	-
			300 m	70 %	39 %	34 %

^γ : pas de rétention observée.

^η : pas de suivi de cette substance.

Les études en conditions standardisées de laboratoire avec des substrats naturels et des substances ont permis de mettre en évidence l'influence des paramètres d'adsorption (coefficient et cinétique d'adsorption), des caractéristiques des substrats et des conditions d'agitation de la solution sur l'adsorption des substances phytosanitaires étudiées. Ainsi, l'adsorption est plus importante pour les substances à plus fort coefficient d'adsorption et, pour tous les composés, les capacités d'adsorption des feuilles mortes sont nettement plus élevées que celles du sédiment, en lien avec la teneur en matières organiques du substrat. La surface spécifique des substrats n'est pas apparue comme un paramètre discriminant compte tenu de la différence notable de texture des sédiments et des feuilles mortes. En revanche, une étude comparative avec différents substrats de fossés (sédiments, feuilles mortes, humus), montre que l'adsorption dépend non seulement du taux de carbone organique mais également du caractère plus ou moins hydrophobe des constituants organiques du substrat (notamment, augmentation de la fraction en lignine, cutine, ...), (Margoum et al, 2001a), (figure 16), ce qui est cohérent avec d'autres travaux (Madrigal-Monarez, 2004 ; Dao, 1991 ; Gaillardon et al., 1983).

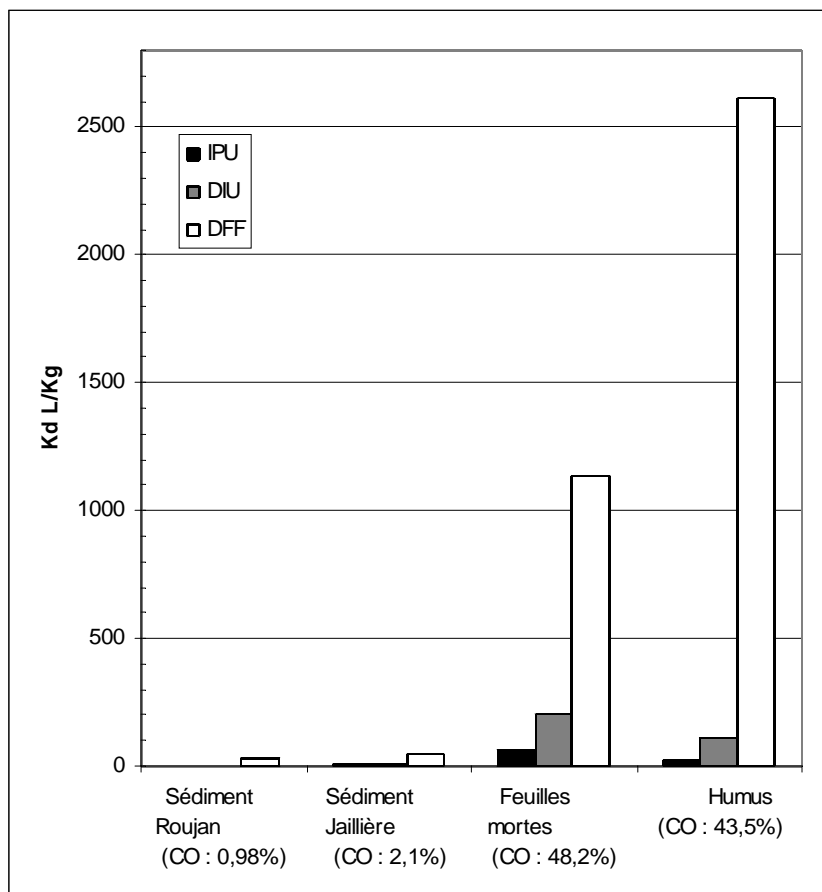


Figure 16: Coefficients d'adsorption K_d après 24 h de contact sur différents substrats et trois herbicides (IPU : isoproturon, DIU : diuron, DFF : diflufénicanil).

Cette étude a confirmé que la présence de substrats organiques dans les fossés peut contribuer à expliquer les atténuations de flux et de concentration observés au champ.

Par ailleurs, on a montré que la vitesse d'agitation du mélange constitué du substrat et de la solution de substances phytosanitaires influence la cinétique d'adsorption. Ainsi une agitation douce orbitale à 50 rotations/min, comparée à une agitation en batch où solution de substances phytosanitaires et substrat sont vivement agités à 200 rotations/min, entraîne un retard dans l'atteinte de l'équilibre chimique pour deux des substances étudiées (isoproturon et diuron), figure 17. Ce résultat est important dans la mesure où, dans le milieu naturel, les conditions de contact de l'écoulement avec les substrats occupant un fossé ne sont pas forcément aussi optimales que lors d'une agitation de type batch standardisée (agitation vive). Enfin, sur les deux substrats étudiés, nous avons montré que l'adsorption du diflufénicanil est plus rapide et plus importante que pour les autres composés, ce qui peut s'expliquer par son caractère plus hydrophobe et est cohérent avec les observations de terrain. Des essais complémentaires de désorption immédiatement après les essais d'adsorption ont montré que seulement 15% de la quantité fixée était relarguée, en condition de laboratoire.

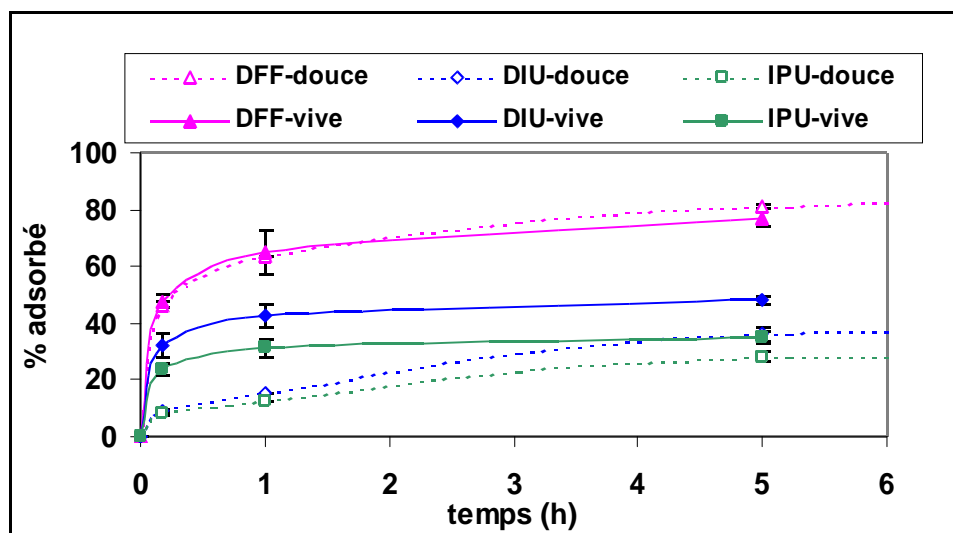


Figure 17 : Cinétiques d'adsorption de trois herbicides sur un sédiment limoneux (exprimées en % d'herbicide adsorbé) sous différentes vitesses d'agitation en fonction du temps de contact. Les courbes indiquent que les cinétiques d'adsorption sont plus lentes en présence d'agitation douce ; l'équilibre n'est pas atteint au bout de 5h sauf pour le diflufénicanil dont la cinétique est la plus rapide. (DFF : Diflufénicanil, DIU : Diuron, IPU : Isoproturon).

Pour compléter ces résultats et, en particulier, permettre une approche couplée des processus physico-chimiques et hydrauliques dans des conditions mieux contrôlées que sur le terrain, un dispositif expérimental intermédiaire, à savoir un canal expérimental (8 m de long x 0,40 m de large x 0,30 m de haut), a été conçu et mis en œuvre (Margoum et al., 2003) (Mohammed Zine El Abidine, 2001). Ce dernier permet le suivi de l'évolution des concentrations en substances phytosanitaires en solution dans la lame d'eau et au sein du substrat suite à l'injection d'une solution aqueuse des substances sous forme de pulse ou de créneaux en entrée du canal. Le transfert peut être étudié en circuit ouvert ou en re-circulation afin d'augmenter artificiellement les temps/distance de contact. Des essais ont pu être réalisés avec deux types de substrats sur 10 cm d'épaisseur (sédiment ou feuilles mortes) au sein du canal initialement avec ou sans eau. Les résultats ont conforté et précisé les comportements des substances observés sur le terrain et au laboratoire. En particulier, nous avons vérifié que les taux de rétention au sein du canal avec un substrat initialement rempli d'eau sont du même ordre de grandeur que ceux observés sur le terrain, qu'ils sont bien liés à la nature du substrat (feuilles mortes vs sédiment) et des substances.

En terme de cinétique, il semble qu'en présence d'un écoulement en re-circulation pour un débit de 9,8 L/min, même au sein d'un canal initialement vide d'eau, l'équilibre de rétention soit plus lent à atteindre qu'en conditions d'agitation douce en pots au laboratoire (figure 18). Pour le diuron, un débit plus élevé dans le canal (16,6 L/min) permet de se rapprocher de la cinétique obtenue au laboratoire. Ces résultats mettent en exergue l'importance de considérer la dynamique des systèmes pour apprécier au mieux la rétention effective qui peut s'opérer au sein d'un fossé au cours du temps.

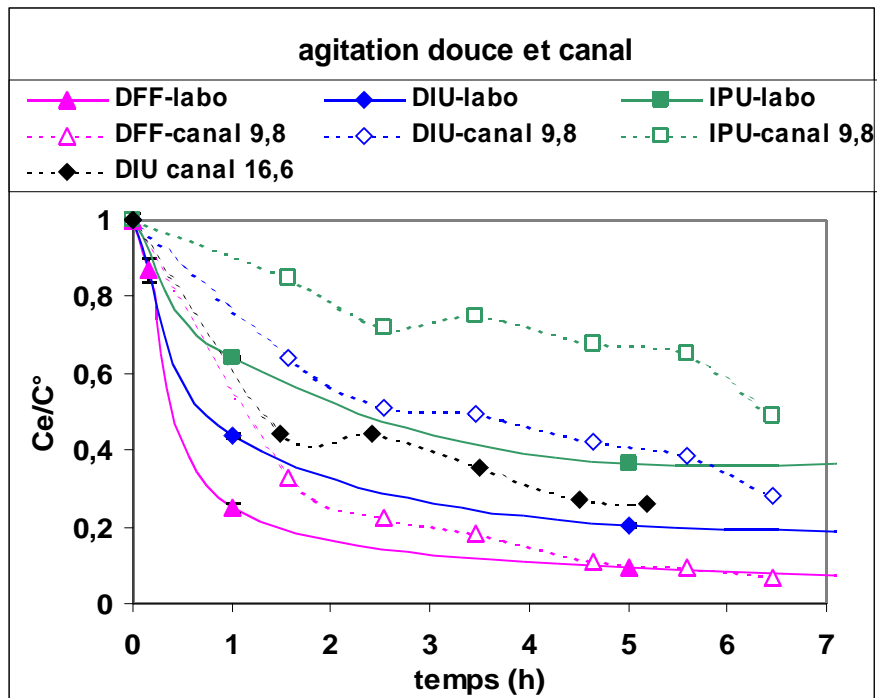


Figure 18 : Comparaison des cinétiques de disparition de substances phytosanitaires dans la solution de surface dans le canal en re-circulation (débit de 9,8 ou 16,6 L/min– canal initialement vide d'eau) et au laboratoire sous agitation douce. Les concentrations sont normalisées par la concentration initiale dans l'eau. Les ratios solide/liquide sont comparables entre chaque situation (DFF : Diflufénicanil, DIU : Diuron, IPU : Isoproturon).

Par ailleurs, on a mis en évidence que la présence d'une lame d'eau pré-existante à l'injection de la solution de substances phytosanitaires au sein du fossé, induit une rétention moindre des substances. On a suspecté que la présence d'eau dans le substrat limitait la pénétration en profondeur des substances, ce que le dispositif de prélèvement de la solution au sein du sédiment a permis de vérifier (Boutron et al., 2010). Dans ce cas, et en l'absence d'un écoulement de sub-surface, les advections verticale et latérale sont faibles, de même que la diffusion moléculaire et on suspecte que le processus dominant de pénétration du contaminant dans le substrat est la diffusion turbulente limitée aux couches de surface (Nelly Grellier, 2002).

Enfin, un « lavage » à l'eau claire du substrat du canal immédiatement après la phase de rétention a induit une restitution progressive des substances piégées, surtout depuis les sédiments : il semble donc que les mécanismes en jeu soient réversibles. Les fossés joueraient alors essentiellement un rôle d'écêtement de pic de crue et un risque de relargage sur le long terme serait une hypothèse à envisager. Cet aspect devrait toutefois être approfondi et modulé selon le caractère pérenne ou non de l'écoulement au sein du fossé.

Il a découlé de ces travaux la volonté de mieux cerner les facteurs clés liés à la géométrie ou à l'occupation des fossés sur lesquels il serait possible d'agir pour améliorer la rétention des substances phytosanitaires au sein des fossés pour une gamme de substances.

3. Influence de la géométrie du fossé, de la forme du substrat et de la vitesse de l'écoulement sur la rétention des substances phytosanitaires

Même si les études précédentes mettent en avant l'influence possible de divers facteurs sur la rétention des substances phytosanitaires dans les fossés agricoles (nature des substances, présence et densité de la végétation, taux et type de matière organique, dynamique de transfert), très peu permettent de cerner leur influence respective. De plus, les caractéristiques de l'écoulement étudiées se limitent bien souvent au débit sans rendre compte de l'influence spécifique de la vitesse de l'écoulement et de la hauteur d'eau dans le fossé qui le déterminent (Drabrowski et al., 2005). Or, cette connaissance est nécessaire pour orienter au mieux les diagnostics de terrain du risque de transfert des substances phytosanitaires au sein des fossés ainsi que pour identifier des règles de gestion visant à favoriser le pouvoir de rétention des polluants au sein de ces systèmes. Dans ce sens, la thèse d'Olivier Boutron (2009) avait pour objectif de mieux cerner l'influence combinée de trois paramètres clés sur l'atténuation des concentrations et des flux : i) la vitesse de l'écoulement de surface, ii) la submergence définie comme le rapport entre la hauteur des formes du lit et la hauteur d'eau, iii) la géométrie du substrat (représentation simplifiée sous formes de créneaux ou de dunes) (figure 19).

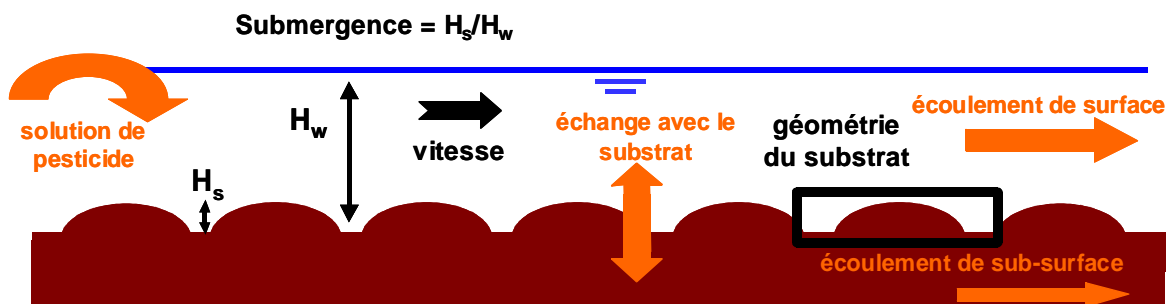


Figure 19 : Représentation schématique des processus et paramètres étudiés lors d'un écoulement au sein d'un fossé (approche simplifiée : pas d'échanges latéraux avec les parois et le fond).

L'atteinte de cet objectif a impliqué l'adaptation du canal développé par Margoum (2003) afin de mieux maîtriser et contrôler les paramètres étudiés (figure 20).

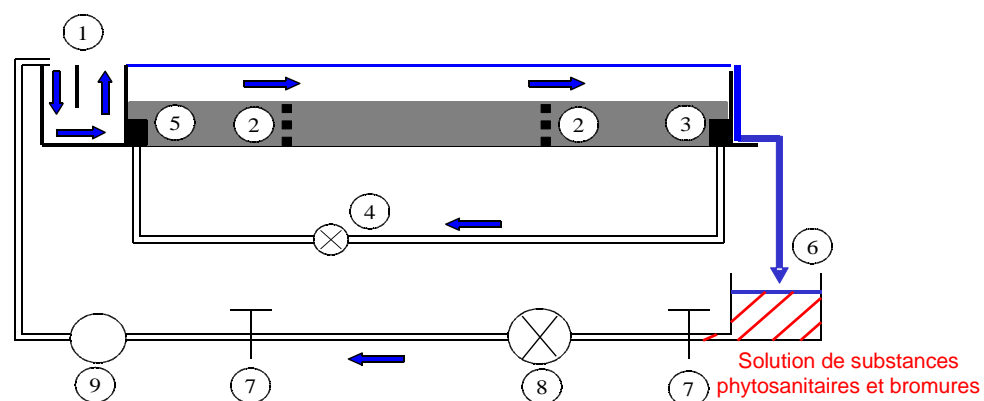


Figure 20 : Schéma du canal. 1: bac de stabilisation amont de l'écoulement ; 2: section du substrat équipée de tubes capillaires à trois profondeurs ; 3: boîte aval de réception et redirection de l'écoulement de sub-surface ; 4: pompe péristaltique de re-circulation de l'écoulement de sub-surface ; 5: boîte amont de réception et redirection de l'écoulement de sub-surface ; 6: bac de mélange initial puis de réception aval de la solution lors de la re-circulation ; 7: valves ; 8: pompe centrifuge ; 9: débitmètre.

Parmi les modifications notables on cite la mise en œuvre d'une nouvelle recirculation permettant d'augmenter les débits dans la lame d'eau de l'ordre de 1 L/s au lieu de 18 L/min maximum initialement. De plus, le dispositif de prélèvement de la solution au sein du substrat a été raffiné, au moyen de tubes capillaires minimisant le volume prélevé ainsi que le risque de transferts préférentiels verticaux (ceci n'a été rendu possible que grâce à l'amélioration des techniques analytiques via le recours à la chromatographie couplée à la spectrométrie de masse en tandem, augmentant la sensibilité des analyses). Enfin, on a cherché à limiter l'influence de la plaque aval sur l'écoulement au sein du substrat en induisant un écoulement de sub-surface à faible débit, ce en s'inspirant des travaux de Elliott et al, 1997a. et Marion et al., 2003. La présence d'un tel écoulement a, par ailleurs, eu pour effet d'accélérer la cinétique de pénétration des substances au sein du substrat et donc d'améliorer les conditions de suivi et de comparaison de l'influence des paramètres testés. Sa représentativité par rapport aux écoulements de sub-surface naturels au sein de substrats très poreux est sans doute discutable mais on ne disposait pas de données d'observation pour ajuster ce paramètre.

On a choisi, par ailleurs, de choisir un substrat de référence pour s'affranchir de la grande hétérogénéité spatiale et temporelle des substrats organiques naturels rencontrés dans les fossés, tant en termes de composition physico-chimique que de conformation physique. Les liens de collaboration initiés avec l'Institut Français du textile et de l'Habillement ont facilité le recours à des géosynthétiques dont la nature et la structure étaient connues, stables et homogènes. Une étude comparative de divers géosynthétiques (jute, lin, chanvre, polyamide, polypropylène et polyester) a débouché sur le choix du chanvre, pour des raisons à la fois de similarité d'adsorption (cinétique et taux à l'équilibre) vis-à-vis de substrats naturels de fossés (figure 21) que du fait de l'existence sur le marché de rouleaux de chanvre-polyester de 10 cm d'épaisseur facilitant la mise en œuvre. Ce travail a permis de mettre en avant l'intérêt possible de géosynthétiques pour la rétention des substances phytosanitaires (Boutron et al., 2009).

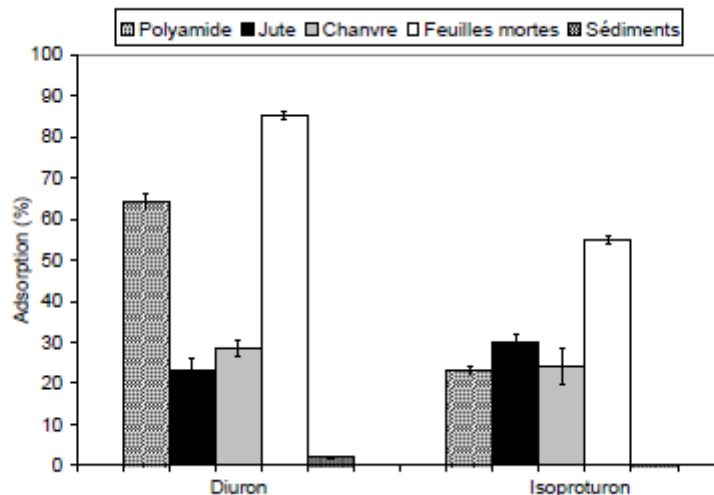


Figure 21 : Comparaison des résultats d'adsorption pour deux substances herbicides obtenus dans notre étude pour le polyamide, le jute et le chanvre avec les données publiées par Margoum (2003) et Margoum et al. (2006) pour des feuilles mortes et des sédiments.

On insiste sur le fait que le chanvre a été choisi pour faciliter l'étude de l'influence des paramètres évoqués plus haut sur la rétention des substances phytosanitaires au sein d'un matériau organique moins complexe que ceux rencontrés dans les fossés naturels. Les

résultats obtenus ne sont donc pas forcément directement transposables à ces substrats organiques naturels et encore moins aux sédiments.

La mise en œuvre des expérimentations en canal en utilisant ce substrat de chanvre selon différentes conditions de vitesses, de formes de substrat et de submersion a permis de mieux cerner l'influence de ces paramètres sur la cinétique et la rétention finale des substances phytosanitaires au sein d'un substrat initialement saturé en eau. A titre d'exemple, la figure 22 illustre le transfert de masse du tébuconazole dans le substrat en fonction du temps pour les diverses expériences réalisées. Des tendances similaires sont observées pour les autres substances phytosanitaires.

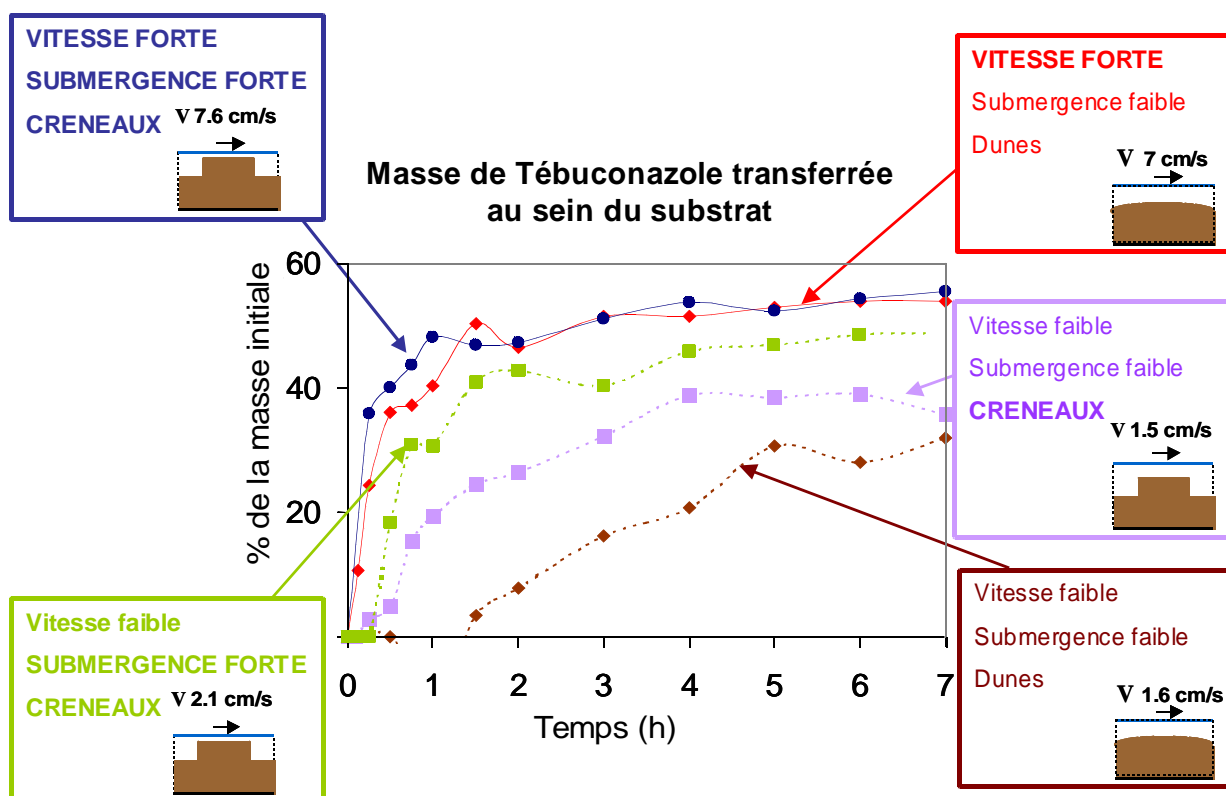


Figure 22 : Masse de tébuconazole transférée dans l'eau au sein du substrat de chanvre au cours du temps en fonction des valeurs des paramètres testés (vitesse, submersion et forme du substrat).

Selon l'expérience, les transferts de masse dans le substrat après 7h de re-circulation varient de 11 à 45% de la masse initiale dans l'eau de surface pour l'isoproturon (le moins transféré au sein du substrat) et de 24 à 59% pour l'azoxystrobine (le plus transféré au sein du substrat).

Dans les conditions des essais, l'augmentation de la vitesse de l'écoulement de surface apparaît comme le facteur principal d'augmentation du taux et de la cinétique de transfert des substances phytosanitaires au sein du substrat de chanvre caractérisé par une grande perméabilité et conductivité hydraulique. Cependant, même pour la plus faible vitesse testée, on observe une augmentation importante du taux et de la cinétique de transfert des substances phytosanitaires quand la submersion est la plus haute et lorsque la géométrie de substrat correspond aux formes en créneaux. Le transfert est le plus faible pour les valeurs les plus basses de la vitesse et de la submersion, et lorsque la géométrie du substrat correspond à de petites dunes. De fait, une augmentation de la vitesse de l'écoulement ainsi que l'augmentation de la submersion et la forme en créneau apparaissent comme susceptibles de favoriser la dispersion et l'advection, et donc la pénétration, des substances dans le substrat (figure 23) (Boutron et al., 2011).

Concentration en tébuconazole dans l'eau du substrat normalisée par la concentration dans l'eau de surface

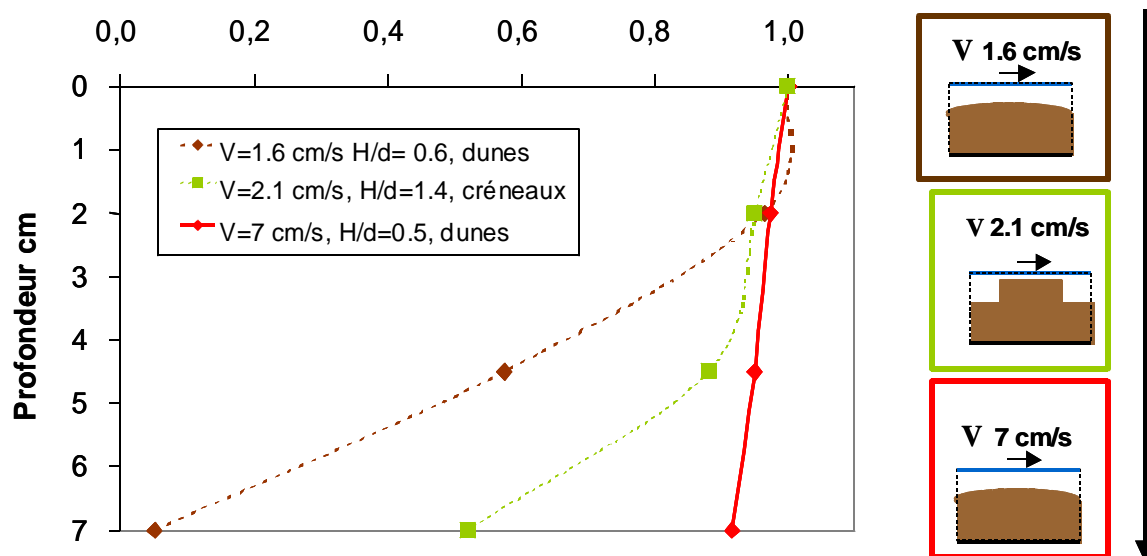


Figure 23 : Variation avec la profondeur de la concentration en tébuconazole dans l'eau au sein du substrat normalisée par la concentration au sein de l'écoulement de surface pour différentes vitesses de l'écoulement, submersions et formes du substrat.

Une estimation de l'adsorption supposée sur le substrat a été réalisée en se basant sur le fait que le traceur utilisé (bromures) n'était l'objet que d'une rétention physique dans la porosité du substrat (tableau 5). Les résultats montrent une adsorption variable selon les substances cohérente avec leur coefficients d'adsorption. On constate que l'adsorption ne serait pas le processus dominant permettant d'expliquer la rétention des substances phytosanitaires (elle expliquerait moins de la moitié de la rétention totale observée). La différence serait vraisemblablement à attribuer aux processus de piégeage physique dans la porosité du substrat.

Tableau 5 : Masse de pesticides transférés au sein du substrat et part estimée de l'adsorption en pourcentage de la masse initiale injectée dans le canal selon leurs coefficients d'adsorption (pour référence, le bromure est transféré à raison de 17 à 36% de la masse initiale injectée).

Valeurs après 7h	Isoproturon	Diuron	Azoxystrobine	Tébuconazole
Masse transférée dans le substrat (% de la masse initiale)	11 - 45	26 - 48	24 - 59	32 - 55
Adsorption (% de la masse initiale)	0 - 10	9 - 12	7 - 27	14 - 21
Kd sur le chanvre (batch) L/kg	3	13	22	34

Finally, I wanted to compare these results on pilot with those obtained previously on the terrain by Christelle Margoum, in order to evaluate their coherence in comparable situations, while keeping in mind the uncertainty linked to the measurements, notably on the terrain, and to the simplification that represents the use of hemp substrate in the channel in comparison with the complexity and diversity of natural substrates of ditches. The first case study analyzed (tableau 6), shows a good coherence of the estimated retentions in the ditch occupied by a thick organic substrate compared to the channel occupied by the hemp substrate. One observes, in fact, a retention of the order of 35-40% for all the phytosanitary substances tested in the two situations. In the second case study, where the ditch is little vegetated and where no organic mass is observed, the retentions are weak for the two herbicides presenting a coefficient of adsorption of weak to medium (isoproturon and diuron). This is coherent with the observations in channel with sediments. For the substances presenting a coefficient of adsorption more important, one observes a retention not negligible in the ditch for the diflufenicanil whereas the retention remains weak in the channel for the tebuconazole. The kinetics of adsorption of diflufenicanil, already evidenced by C. Margoum (figure 17), could contribute to explain the adsorption more important observed on the terrain, even if, at this stage, this remains a hypothesis. The presence of a fine organic layer in the ditch (case 3) does not significantly increase the retention of isoproturon nor of diuron. On the contrary, the results obtained in channel (case 4) suggest that a thicker organic layer of a few centimeters could contribute to induce an increase in the retention of these two substances.

Tableau 6 : Confrontation des résultats terrain (Margoum et al., 2003) avec les résultats obtenus en canal expérimental (Boutron et al., 2011) en terme de rétention totale de substances phytosanitaires selon la nature de l'occupation du fossé, la vitesse de l'écoulement, l'encombrement de la section mouillée et la distance parcourue.

Cas d'étude	Fossé/canal longueur	Occupation	Caractéristiques de l'écoulement	IPU	DIU	DFE	TBZ
1	Froust amont 50 m	Plantes vertes et 10 cm de substrat organique	V = 2 cm/s Fort encombrement de la section par le substrat	34%	36%	40%	-
	Canal 50 m	Chanvre 10 cm	V = 2 cm/s Submersion forte Formes en créneaux	35%	36%	-	38%
2	Froust aval 100 m	Sédiments et quelques plantes vertes	V = 2 cm/s Faible encombrement de la section par le substrat	0%	0%	28%	-
	Canal 100 m	Sédiments	V = 1.6 cm/s Submersion faible Formes en dunes	0%	2%	-	4%
3	Coraux 100 m	Sédiments sous une fine couche de feuilles mortes	V = 5 cm/s Faible encombrement de la section par le substrat	0%	5%	38%	-
4	Canal 100 m	Chanvre 10 cm	V = 7 cm/s Submersion faible Forme en dunes	27%	30%	-	36%
	Coefficient d'adsorption standard Koc (littérature) L/Kg Tomlin, 2000)			120	480	1990	1554

On constate suite à cette analyse que les résultats obtenus au sein du canal sont cohérents avec ceux observés dans des fossés naturels mais qu'ils sont limités en termes de nombre de situations testées et de leur représentativité pour aborder les différents cas rencontrés sur le terrain. Devant la lourdeur de la réalisation des expérimentations en canal et sur le terrain, ainsi que face à la complexité des interactions entre les différents processus et facteurs en jeu, le recours à la modélisation est apparu souhaitable.

4. Approches de modélisation

TOXSWA (Beltmann and al. 1999) est un des rares modèles à base physique dédiés au transfert des substances phytosanitaires dans les fossés agricoles. Il a surtout été validé pour des systèmes de canaux à écoulement lent aux Pays-Bas. C'est pourquoi, sa capacité à simuler les chroniques de concentrations en substances phytosanitaires dans la lame d'eau et à restituer l'abattement des concentrations observé au sein de fossés à écoulement plus dynamique a été testée par *Marie-Hélène Mantelin, 2003* et Gouy et al., 2003-b. Les résultats ont montré une bonne correspondance entre les flux et concentrations mesurés et calculés dans l'eau, dans les situations où la rétention était faible à modérée (<20% de la masse initiale). En revanche, le modèle n'est pas apparu adapté pour estimer la rétention plus marquée observée en présence d'une couche épaisse de matériau organique très poreux sur le fond du fossé. Par ailleurs, dans ce modèle, les flux d'échange par advection et diffusion entre l'écoulement de surface et le lit du cours d'eau sont directement renseignés par l'utilisateur, ce qui ne permet pas d'évaluer l'influence des paramètres de l'écoulement sur cet échange. De plus, les écoulements latéraux au sein du substrat (sédiment) ne sont pas pris en compte. C'est pourquoi, Olivier Boutron a mené une recherche plus large de modèles de simulation de composés réactifs disponibles dans la littérature en se focalisant sur la façon dont ils décrivaient les écoulements couplés « surface/subsurface » et en cherchant à évaluer en quelle mesure on pouvait appliquer les formalismes décrits aux substances phytosanitaires.

Finalement, c'est le modèle, établi par Elliott (1990) et Elliott and Brooks (1997b), qui a été retenu. Il prédit, en effet, le transfert de solutés non-réactifs au sein d'un canal en considérant les deux compartiments que sont la lame d'eau de surface et le substrat, et en faisant intervenir comme paramètres d'entrée la vitesse et la hauteur d'eau de l'écoulement de surface, ainsi que l'épaisseur et l'espacement des formes du lit. Il s'appuie sur l'hypothèse que l'advection est le processus physique dominant dans l'échange « écoulement de surface / zone hyporhéique », hypothèse étayée par les observations dont celles d'Elliott (1990). Olivier Boutron a adapté cette modélisation en intégrant la prise en compte du processus d'adsorption des substances phytosanitaires dans le lit du canal via un équilibre linéaire, ce en s'appuyant sur les travaux de Eylers, 1994 (annexe 3). En dépit des limites du modèle (pas d'écoulement latéral dans le substrat, concentration constante dans la lame d'eau), des résultats proches des observations ont été obtenus pour les situations où la submergence était élevée (figure 24 A). En revanche, pour les petites submergences, les résultats sont apparus très nettement sous estimés par le modèle (figure 24 B). Ce résultat pourrait être dû à la mauvaise prise en compte de la géométrie des formes qui apparaîtrait comme un paramètre très sensible du transfert des solutés dans le substrat (comme cela a été observé expérimentalement). On précise par ailleurs que lorsque le soluté non réactif (bromure) est bien décrit (figure 24 A), le formalisme du coefficient de retard permet de bien décrire les substances phytosanitaires. Une analyse de sensibilité dans ce dernier cas confirme les observations sur les influences respectives et combinées de la vitesse et de la submergence.

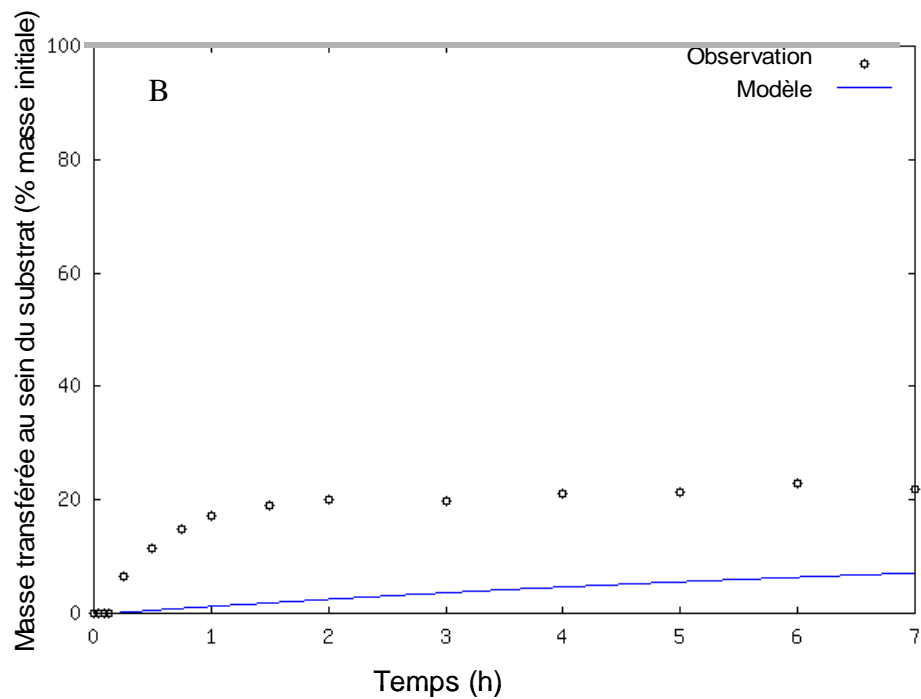
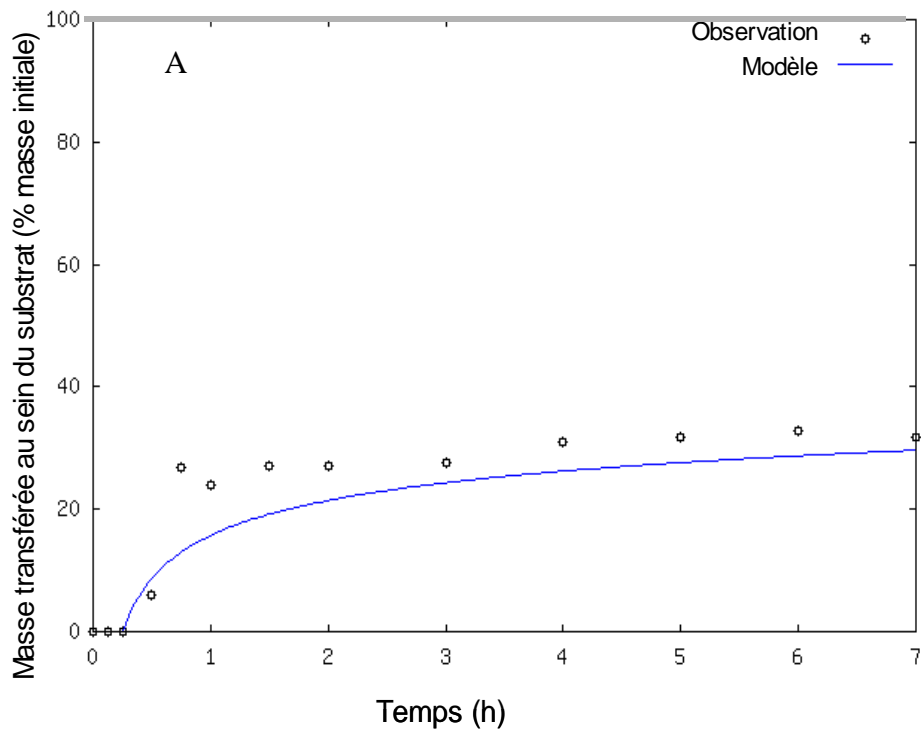


Figure 24 : Masse de bromure transférée dans le rouleau de chanvre au cours du temps pour les expérimentations avec un substrat en forme de créneaux, une de vitesse de 2 cm/s et, cas A : une forte submergence ; cas B : une faible submergence. La modélisation démarre à la fin de la dilution déterminée expérimentalement.

5. Conclusions et perspectives du volet 2

En conclusion de ce volet, on a mis en évidence qu'une rétention des substances phytosanitaires au sein des fossés situés entre la parcelle agricole et le cours d'eau est possible mais que cette dernière est très dépendante d'un certain nombre de facteurs liés tant aux caractéristiques des substances qu'à celles du fossé et de l'écoulement. Ainsi, lors des expérimentations réalisées en milieu naturel, les taux de rétention observés sur 25 à 300 m de petits fossés de drainage varient de 0 à 35% de la quantité initialement présente dans l'écoulement de surface en amont pour deux substances phytosanitaires présentant un coefficient d'adsorption faible à modéré (diuron et isoproturon) et de 0 à 70% pour une substance phytosanitaire ayant un fort coefficient d'adsorption et une cinétique d'adsorption rapide (diflufénicanil). Pour ces trois substances, la plus forte rétention sur 50 ou 100 m de longueur de fossé est observée en présence d'un substrat organique épais (10 cm) et un faible débit.

Ces résultats ont été confortés et approfondis grâce à la mise en œuvre d'expérimentations contrôlées en canal. La présence initiale d'eau dans le substrat avant l'arrivée du contaminant est apparue comme un facteur très défavorable à la rétention et à l'adsorption comparativement à un substrat initialement sec ; la capacité d'adsorption pouvait être divisée par un facteur 2 à 6 selon les substances, toutes conditions égales par ailleurs. De fait, on observe que la rétention et l'adsorption augmentent avec la profondeur de pénétration de la solution de contaminant au sein du substrat ; cette dernière étant fortement influencée par la présence initiale d'eau dans le substrat lors de l'arrivée du contaminant. On note que la présence d'un écoulement latéral de l'eau au sein du substrat favorise grandement la vitesse de pénétration, les processus d'advection devenant dominants comparativement aux diffusions turbulente et moléculaire. Dans ces conditions, et pour le substrat organique très poreux étudié, on a pu mettre en évidence qu'une augmentation de la vitesse de l'écoulement de surface favorise la pénétration et la rétention au sein du substrat initialement saturé en eau. Cela n'a pas été testé pour un sédiment mais on peut suspecter dans ce cas que la pénétration, même améliorée, sera moindre en raison des moindres valeurs de porosité et de conductivité hydraulique d'un sédiment comparativement au substrat végétal testé. La configuration spatiale du substrat organique étudié est également apparue importante : notamment, une augmentation de la submergence (rapport entre la hauteur des formes et la hauteur d'eau) a nettement favorisé la pénétration des substances phytosanitaires dans le substrat. Par ailleurs, les géométries de formes offrant le plus d'obstacle à l'écoulement ont favorisé la pénétration et la rétention des substances (« grands créneaux » vs « petites dunes »). Des essais de désorption au laboratoire et de « lavage » du substrat après rétention en canal montrent que la remobilisation des substances phytosanitaires dans la solution du sol peut être non négligeable. Ainsi, le rôle premier de fossés présentant une capacité de rétention suffisante serait d'écrêter les pointes de concentration et de flux de contaminants, leur rôle dans l'atténuation globale des flux totaux étant plus discutable et à étudier plus spécifiquement sur la durée.

L'approche expérimentale en conditions contrôlées met en exergue des atouts et difficultés dont certains ont déjà été évoqués dans le volet 1 :

- elle montre l'importance de mieux prendre en compte la dynamique temporelle du transfert et l'influence des paramètres de l'écoulement (vitesse, hauteur, turbulence),
- elle confirme l'intérêt de suivre un panel de substances aux propriétés diversifiées,

- elle met en avant l'utilité de tels dispositifs expérimentaux tout en montrant leurs limites :
 - même si la mise en œuvre est mieux contrôlée que sur le terrain, la réalisation de répétitions n'est pas toujours envisageable du fait de la lourdeur de l'investissement humain et analytique requis,
 - ce sont des simplifications du milieu naturel qui visent à mieux comprendre mais dont la transposition des résultats au terrain n'est pas toujours aisée.

La modélisation s'est avérée un outil intéressant pour appuyer l'interprétation et conforter les résultats expérimentaux. Toutefois, des développements sont encore requis pour qu'elle soit plus adaptée aux situations testées en canal et, a fortiori, en milieu naturel. En ce sens, il serait utile d'approfondir l'analyse de sensibilité du modèle d'Elliott (1997b) et de consolider en parallèle une typologie des fossés rencontrés en territoire agricole afin de faciliter le développement et la mise en œuvre de la modélisation à travers des représentations plus réalistes (Kao et al., 2002 ; Lagacherie et al., 2006, *Nicolas Domange, 2001*). En particulier, l'influence d'un écoulement de sub-surface sur la rétention, l'influence de l'intensité et de la durée de l'apport de contaminant, de la forme, de la densité et de la perméabilité du substrat seraient à évaluer de façon complémentaire via le modèle et des essais de terrains.

A l'issue de ce travail, on a tenté de dégager des conseils en terme d'aménagement des fossés, même si les résultats demandent encore à être consolidés sur le terrain. Il semble que la rétention des substances phytosanitaires dans les fossés pourrait être favorisée par de faibles hauteurs d'eau comparativement à la hauteur du substrat, et par le maintien d'une densité et d'une épaisseur de composés organiques suffisantes. Cela induirait donc des pratiques de gestion qui tendraient à favoriser la végétalisation des fossés et à éviter les curages trop fréquents ou à les alterner par tronçons. La mise en place de bandes enherbées riveraines et le drainage contrôlé pourraient contribuer, par ailleurs, à réguler les apports d'eau contaminée et ainsi éviter les montées importantes du niveau d'eau submergeant la végétation. L'évaluation de la capacité de différents géotextiles à piéger les substances phytosanitaires avec en perspective possible une application au sein de fossés imperméables ou difficilement végétalisables a montré que si certains produits (polyamides, jute, chanvre) présentaient des taux d'adsorption intéressants, de nombreuses questions restent encore en suspens. En effet, les résultats ne sont pas homogènes selon les substances, ce qui militerait pour le développement de substrats composites adaptés à une gamme de substances et pour une gamme réaliste de conditions hydrauliques. Par ailleurs, se poserait également la question du devenir environnemental de tels produits, ainsi que leur acceptabilité socio-économique. Comme on l'a vu précédemment, l'efficacité d'un fossé sera limitée dans le cas de flux d'eau importants submergeant rapidement la végétation, ou dans le cas de substrats insuffisamment développés. D'où l'intérêt d'analyser dans ces cas la pertinence du recours à des zones tampons humides artificielles pour capter une partie des flux de pointe et permettre un temps de séjour plus long qu'au sein d'un fossé (Grégoire et al., 2009).

Au delà de ces recherches sur la rétention des substances phytosanitaires dans les fossés, un certain nombre de questions complémentaires mériteraient d'être développées pour aborder de façon plus complète leur rôle en territoire agricole en terme de contamination des eaux. En particulier, au cours d'un épisode contaminant, deux processus majeurs n'ont pas été abordés ici : la possibilité d'atténuation des substances phytosanitaires transférées sous forme particulaire et le transfert vertical des substances phytosanitaires dans le sol pouvant menacer la qualité de la nappe sous-jacente. Marofi, 1999 et Dagès 2003 ont montré l'importance de cette dernière voie de contamination en milieu viticole méditerranéen. De tels travaux seraient

à étendre à d'autres systèmes présentant des caractéristiques pédologiques et hydrologiques différentes.

Pour ce qui est du transport particulaire, on ne dispose pas de références spécifiques sur les fossés. Toutefois, deux types de travaux peuvent aider à mieux positionner les recherches à privilégier : i) les études de déposition de sédiments fins liée à la présence de végétation et réalisées en cours d'eau à faibles vitesses ou en canal expérimental et ii) les études relatives à la rétention des substances phytosanitaires sous forme particulaire au sein de bandes enherbées. Ces dernières présentent a priori des conditions plus favorables à la sédimentation et à la rétention des substances phytosanitaires sous forme particulaire du fait, généralement, de leur forte capacité d'infiltration et de leur rugosité de surface importante pour de très faibles hauteurs d'eau ruisselée. Or, si plusieurs auteurs mettent en exergue leur bonne capacité à limiter le transfert particulaire des substances phytosanitaires (Arora et al., 2010 ; Poletika et al., 2009 ; Reichenberger, 2007), quelques travaux remettent en cause cette efficacité vis-à-vis des particules les plus fines qui sont transportées en suspension. Syrversen et al. 2004, montrent, par exemple, qu'au cours d'une simulation de ruissellement contenant des substances phytosanitaires en phases liquide et adsorbée sur des particules solides de tailles variées, l'efficacité de la rétention des particules fines (limons fins) était moindre, ce qui pouvait expliquer la moindre rétention d'une des substances phytosanitaires suivies par ces auteurs, du fait de sa plus forte capacité d'adsorption sur cette fraction granulométrique. Les études en cours d'eau ou canal montrent quant à eux que la végétation peut jouer un rôle majeur dans la sédimentation des particules solides aussi bien dans le fond du lit que sur la végétation elle-même en induisant une réduction notable de la vitesse d'écoulement en son sein (Pluntke et al., 2003). L'efficacité, pour des vitesses inférieures à 4 cm/s, varie en fonction de la vitesse de l'écoulement de surface, de la configuration spatiale de la végétation et des concentrations en particules (Pluntke et al., 2003, Elliott et al., 2000). Au delà d'une certaine vitesse qui dépend de la végétation et de la gamme de taille des particules, une moindre sédimentation voire une remise en suspension ont été observées (Elliott et al., 2000). Wharton et al., 2006 notent que la gamme de tailles prédominante des particules sédimentées au sein de macrophytes pour une vitesse de 30 à 70 cm/s est de 250 et 500 μm mais que les fractions inférieures à 4 μm ne représentent jamais plus de 1% du volume total sédimenté. Pour une application à la rétention des substances phytosanitaires sous forme particulaire au sein des fossés, ces travaux devraient être complétés par des essais en canaux et/ou sur le terrain en prenant en compte des conditions de vitesses, type et densité de végétation et gamme de taille de particules solides représentatives de ces systèmes avec une préoccupation spécifique pour les particules fines et le devenir des substances adsorbées.

Sur des pas de temps dépassant l'événement, il serait nécessaire de mieux cerner le devenir des substances phytosanitaires retenues (dégradation, formation de métabolites, de résidus liés ou relargage sur le long terme ou encore re-mobilisation avec les particules solides, ...). Les résultats de Margoum et al., 2001b laissent en effet supposer qu'un relargage faible mais continu, du substrat vers la colonne d'eau, est possible, à l'échelle de la saison. Ces questionnements sont, d'ailleurs, tout aussi pertinents à aborder au sein des autres zones tampons que sont les bandes enherbées et les zones humides artificielles. Des travaux sur le devenir des substances phytosanitaires (biodégradation, remobilisation, ...) au sein de ces systèmes ont d'ailleurs déjà été initiés (Benoit et al. 1999 et 2000 ; Boivin et al., 2007-b ; Grégoire et al., 2009 ; Passeport et al., 2010 ; Pesce et al., 2009 et 2010-a).

Enfin, à l'issue de cette analyse, il est important de replacer le fossé dans un contexte plus large prenant en considération ses multiples fonctions, la rétention et la dégradation des contaminants n'en étant qu'une composante. Parmi ces autres fonctions, on peut citer le rôle premier des fossés d'assainissement hydrique qui est de favoriser l'évacuation de l'eau des

parcelles durant les périodes de drainage intense. Certains fossés doivent aussi répondre dans leur mode de gestion à des exigences de régulation des débits du cours d'eau récepteur (prévention des crues) sans pour autant trop limiter les étiages. Par ailleurs, et bien qu'ils soient initialement d'origine anthropique, ces systèmes sont connectés, (voire sont partie constituante du réseau hydrographique selon leurs caractéristiques), ce qui les positionnent comme des maillons élémentaires d'interfaçage entre les trames verte et bleue. De ce fait, leurs fonctions en tant que lieu de vie, d'échange et de réservoir de biodiversité doit aussi être considérée (Williams et al., 2003). Dans sa synthèse, Schulz, 2004 conclut que la végétalisation de zones humides artificielles et de fossés présente un potentiel intéressant pour limiter l'impact des insecticides véhiculés dans le ruissellement sur les organismes aquatiques. Par ailleurs, Herzon et al. 2008, mettent en avant l'effet positif de la re-végétalisation des fossés vis-à-vis de la bio-diversité, en dépit de la présence résiduelle de substances phytosanitaires.

Il est évident que ces différentes fonctions possibles des fossés ne sont pas forcément compatibles. Selon les situations rencontrées et les objectifs associés, elles devront donc être mises en balance et hiérarchisées dans le cadre d'une gestion intégrée. En ce sens, il semble important d'encourager les recherches pluri-disciplinaires visant à mieux cerner le degré de compatibilité des fonctions que l'on souhaitera privilégier. Un point crucial résidera, alors, dans la définition du fossé concerné et de son statut au sein du réseau hydrographique. En effet, selon les contextes agro-pédo-climatiques, le terme de fossé ne recouvre pas les mêmes situations de fonctionnements hydrologique et biologique. Il en découle des objectifs différents selon que ses caractéristiques l'assimileront ou non à un cours d'eau. Ces données doivent être prises en considération pour mieux orienter les recherches visant à améliorer les choix de gestion.

Volet 3. Mieux cerner l'incidence des substances phytosanitaires transférées par voie hydrique sur la qualité des petits cours d'eau

*« Mais voilà que déjà,
Dans le ciel azuré,
Le soleil tisse, au delà,
Des bois et des prés,
Des rivières et des haies,
Un long voile irisé. »*

1979

1. Préambule

On rappelle que l'on se limite ici à l'échelle du petit bassin versant (<10 km²) qui constitue un niveau d'approche pertinent aussi bien en terme de compréhension et d'intégration des processus à l'origine de la contamination, qu'en terme d'évaluation et de gestion opérationnelle de la qualité de l'eau (Gril et al., 2004 ; Schulz, 2004). Il s'agit d'un système agro-pédo-hydrologique cohérent mais complexe et hétérogène, aussi bien en ce qui concerne l'occupation du sol (cultures, prairies, bois, habitats, ...) que le sol et le sous-sol, voire le climat. Parmi les objectifs majeurs identifiés à cette échelle, on peut citer, par exemple :

- mieux cerner la variabilité spatio-temporelle des concentrations au sein du réseau hydrographique, en lien avec les caractéristiques naturelles et anthropiques des bassins versants afin d'une part de mieux estimer les flux vers l'aval et d'autre part, de parvenir à une meilleure estimation de l'exposition des organismes aquatiques,
- améliorer les méthodes d'évaluation des impacts associés possibles,

Ce sont ces deux grands axes qui sont développés ci-après, en essayant de mettre en avant les apports spécifiques des recherches que j'ai co-encadrées ou impulsées dans ce domaine. L'augmentation du niveau de complexité s'est notamment traduit par la mise en place progressive de projets pluri-disciplinaires rassemblant notamment des hydrologues, des chimistes et des biologistes, sans oublier les pédologues, les agronomes et les spécialistes des systèmes d'information géographique.

2. Evolution spatio-temporelle de la contamination dans les cours d'eau

Il est aujourd'hui largement démontré dans la littérature que la contamination diffuse des eaux de surface par les substances phytosanitaires s'exprime de façon très épisodique, notamment à l'échelle des petits bassins versants (Leu et al., 2004 ; Dabrowski et al. 2002 ; Lennartz et al., 1997 ; Kreuger, 1995 ; Williams et al., 1995). Elle dépend des facteurs clés mis en avant à l'échelle de la parcelle (CF. volet 1), notamment des quantités appliquées, des propriétés des substances, de l'occurrence des pluies et des dates d'application, des pratiques agricoles. A l'échelle du bassin versant s'ajoute l'influence de la localisation spatiale des applications, de la surface traitée, de la présence de zones tampons et du fonctionnement hydrologique global des versants. En particulier, les écoulements de surface, de sub-surface et verticaux induisent des temps de transfert hydrique variables (Gouy et al., 2002 ; Louchart et al., 2001 ; Hyer et al., 2001 ; Gril et al., 1999 ; Ng et al., 1997). Par ailleurs, les substances phytosanitaires, selon leurs propriétés physico-chimiques et les conditions géochimiques rencontrées sur leur parcours peuvent être retardée plus ou moins longtemps ou subir une dégradation dans les différents compartiments du sol, notamment au sein des zones tampons. Il en résulte une dynamique de contamination des eaux de surface souvent très contrastée dans le temps, avec des alternances de pics de concentration élevés mais brefs et de niveaux de contamination proches de la limite de quantification mais plus continus (Rabiet et al., 2010 ; Holvoet et al., 2007 ; Domange et al., 2006 ; Louchart et al., 2001 ; Muñoz, 1992 ; Muñoz et al., 1990). Les écoulements rapides (ruissellement de surface, écoulements latéraux par drainage) peuvent constituer, en terme de flux et de pic de concentration, un apport significatif de substances phytosanitaires en période de crue (Neumann et al., 2002 ; Dabrowski et al., 2002 ; Louchart et al. 2001). Ils sont cependant souvent sous estimés du fait de la difficulté de leur échantillonnage.

La contamination des eaux par les substances phytosanitaires est également marquée par une certaine variabilité spatiale qui dépend de l'occupation du sol, des connectivités inter-parcellaires et du pouvoir de dilution du cours d'eau récepteur. En général, les taux de

transfert de substances phytosanitaires sont plus faibles à l'échelle du bassin versant qu'à celle de la parcelle agricole et de l'ordre de 0 à 0,5 % de la quantité appliquée (Gouy et al., 2008 et 2002 ; Louchart et al., 2004 et 2001 ; Gouy et al., 2000b ; Ng et al., 1995). La même tendance est observée pour les concentrations maximales même si les facteurs d'atténuation sont en général moindres. On note même que dans certaines conditions de transfert rapide de surface et de dilution faible, des concentrations aussi élevées qu'en sortie de parcelle ont été observées à l'échelle d'un petit bassin méditerranéen (Louchart et al., 2001).

Ma contribution spécifique réside essentiellement dans le co-encadrement de travaux de post doctorat (Marion Rabiet), l'animation ou la participation à des programmes pluri-disciplinaires et la réflexion commune inter-équipe pour l'élaboration de méthodologies et d'outils visant à améliorer l'évaluation des flux et de l'exposition des milieux aquatiques aux substances phytosanitaires. La démarche développée a consisté à :

- mettre en œuvre différentes stratégies complémentaires d'échantillonnage (ponctuel hebdomadaire, intégré hebdomadaire au volume passé ou fractionné en crue) afin de mieux cerner la dynamique des substances phytosanitaires et les flux à l'échelle d'un petit bassin versant,
- suivre plusieurs substances selon des critères d'usages, d'occurrence dans les eaux de la Morcille, de propriétés physico-chimique et de facilité d'analyse (5 fongicides, 1 herbicide et 2 de ses principaux métabolites), conjointement aux pluies, aux débits et aux charges en MES dans le cours d'eau,
- réaliser une spatialisation de l'échantillonnage de l'amont vers l'aval.

Le site de bassins emboîtés Ardières (220 km²) – Morcille (8 km²) a servi de support à ces travaux. Il se situe au nord du département du Rhône, dans le Haut-Beaujolais (figure 25). L'Ardières est un affluent direct de la Saône. Il correspond, historiquement, à un des premiers sites (si ce n'est le premier) sur lequel des recherches relatives à la contamination des eaux de surface par les substances phytosanitaires ont été initiées en France, sous l'impulsion de René Belamie, suite à l'observation par le Service des eaux d'une forte dégradation de la qualité biologique du cours d'eau, en 1986 (SRAE, 1987 ; Belamie et al., 1988 ; Clénot, 1990). Ce site du Beaujolais a été choisi du fait de sa problématique viticole porteuse de forts enjeux sanitaires et environnementaux en raison du recours important aux produits phytosanitaires. De plus, ses caractéristiques naturelles (géologiques et pédologiques : sol sablo-limoneux sur socle granitique peu profond ; climatiques : forts orages printaniers et estivaux ; morphologiques : pentes sont prononcées (15-25%)) et anthropiques (forte densité de vignes et réseau marqué de fossés souvent bétonnés) en font un site vulnérable aux transferts (Nore, 1988 ; Gouy, 2001 ; Gouy et al., 2007). Ce site a été labellisé « site atelier » de la Zone Atelier du Bassin du Rhône 30 ans plus tard... L'étude combinée des deux sites emboîtés Ardières-Morcille présente l'intérêt de mieux cerner les causes de contamination, la Morcille représentant un cas de bassin type de quasi-monoculture et l'Ardières, un assemblage plus complexe associant vigne, autres cultures, industrie et station d'épuration (figure 26). La différence de taille des deux bassins permet également d'étudier deux hydro-systèmes présentant des dynamiques similaires mais avec des cinétiques et des facteurs de dilution très différents.

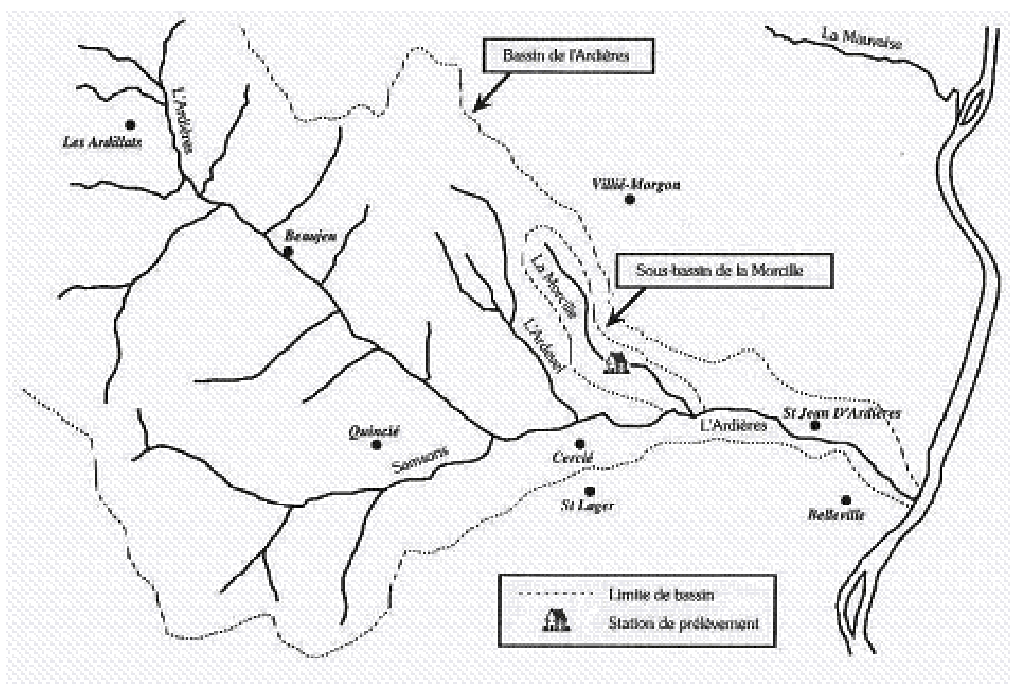


Figure 25 : Schéma de présentation du bassin versant de l'Ardières –Morcille.

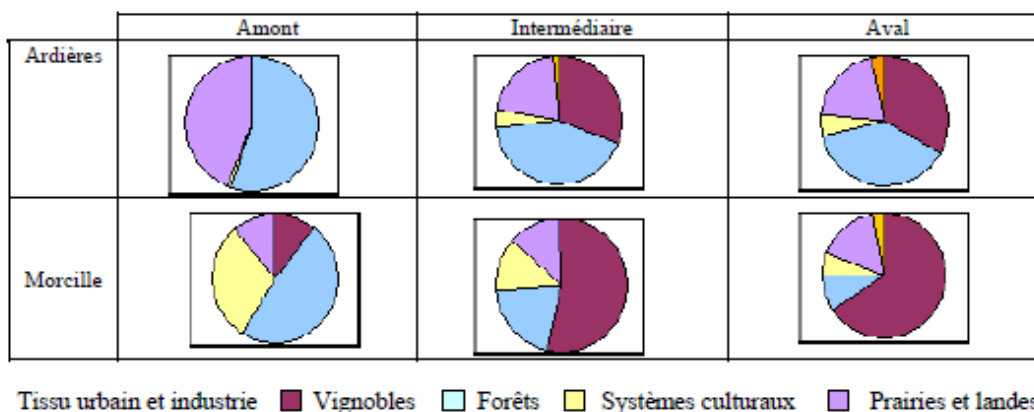


Figure 26 : Occupation des sols sur les bassins versants de l'Ardières et de la Morcille (IFEN, 2000).

Dans l'esprit des premiers travaux entrepris sur le site (Belamie et al., 1988 et 1992 ; Muñoz, 1992), j'ai contribué au développement de recherches inter-disciplinaires sur ce site qui est aujourd'hui le support de programmes de recherches aux niveaux régional et national. Il est également le lieu de mise en œuvre de projets plus opérationnels avec la profession agricole, sous l'égide de la CROPPP (Cellule Régionale d'Observation et de Réduction de la Pollution par les Pesticides) ; le Beaujolais étant une zone d'action très prioritaire pour la mise en œuvre de plans d'action visant à limiter la contamination des eaux par les substances phytosanitaires au niveau régional.

Sont mis en avant ci-après les principaux résultats acquis ces dernières années auxquels j'ai contribué.

2.1 Evolution spatiale

Rabiet et al., 2010 permettent de mieux cerner la variabilité spatiale des concentrations en substances phytosanitaires en phase liquide (filtration à 0,7 µm) au sein du linéaire de cours d'eau de la Morcille. Un gradient amont-aval de contamination croissant avec la surface de vigne cultivée est mis en évidence. Un tel gradient a également été observé par d'autres auteurs sur la rivière Ardières (Durand, 2006 ; Muñoz, 1992) (figures 26 et 27). Les concentrations sont en général plus faibles dans l'Ardières que dans la Morcille ce qui peut être attribué à la dilution liée à la moindre surface en vigne.

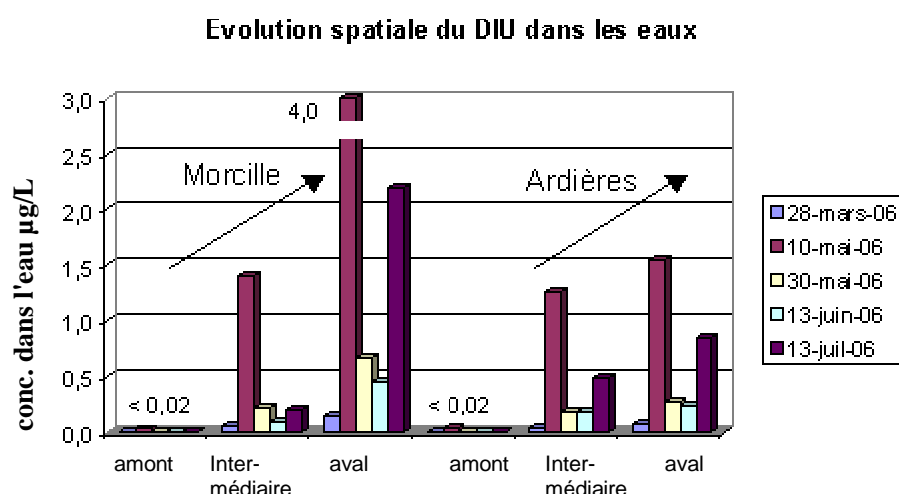


Figure 27 : Répartition spatiale du diuron en phase liquide dans les eaux de la Morcille et de l'Ardières au cours de campagnes de prélèvement en 2006 (Durand, 2006).

La composition des échantillons en terme de nature de substances varient aussi dans l'espace, en cohérence avec le taux et la localisation des apports de chaque substance sur les sous bassins amonts ainsi qu'avec leurs vulnérabilités respectives aux transferts (figure 28).

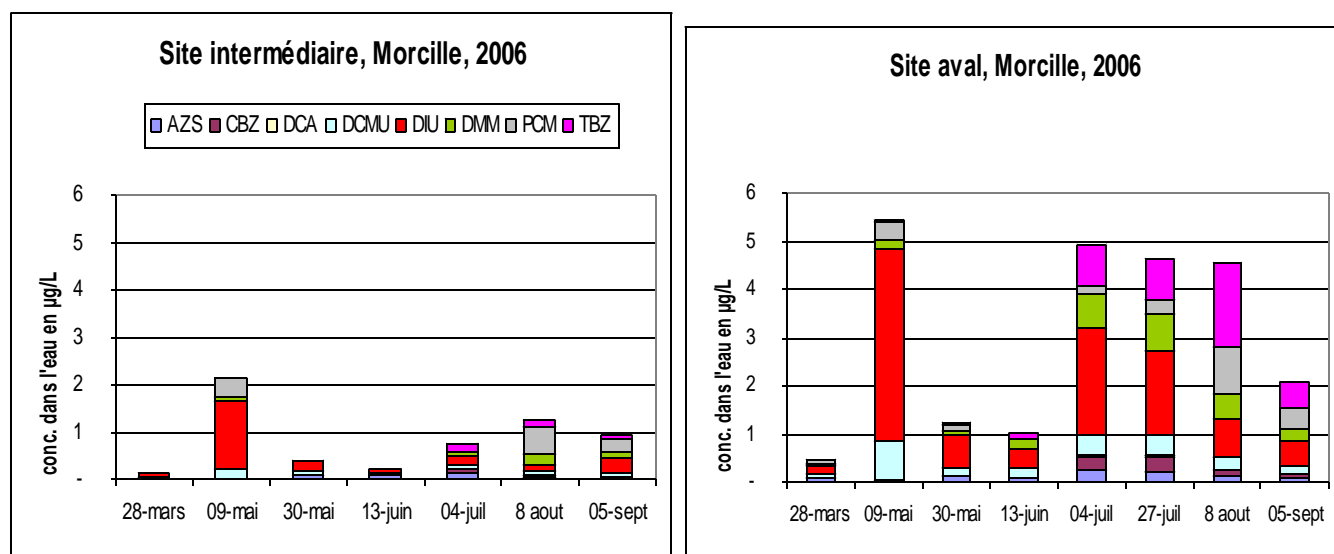


Figure 28 : Variabilité spatiale des concentrations en phase liquide et composition de mélanges en substances phytosanitaires le long du linéaire de la Morcille (Post doctorat Marion Rabiet).

2.2. Dynamique temporelle

Rabiet et al., 2007 et 2010 ont confirmé une présence des substances phytosanitaires tout au long de l'année avec une variabilité temporelle importante, les plus fortes concentrations étant mesurées durant la période d'application en lien avec l'occurrence de pluies suffisamment longues ou intenses (orages printaniers et estivaux notamment) (figure 29). L'ensemble des substances phytosanitaires recherchées dans la phase liquide (filtration à 0,7 µm) a été quantifié, mais selon des proportions variant d'un épisode de crue à l'autre, et notamment avec une évolution saisonnière marquée (les herbicides plutôt en fin d'hiver et début de printemps et les fongicides plutôt fin de printemps et en été) (figure 30). Un transfert exceptionnel a été observé le 1^{er} juillet 2007 sans que l'on puisse spécifiquement incriminer une pollution ponctuelle.

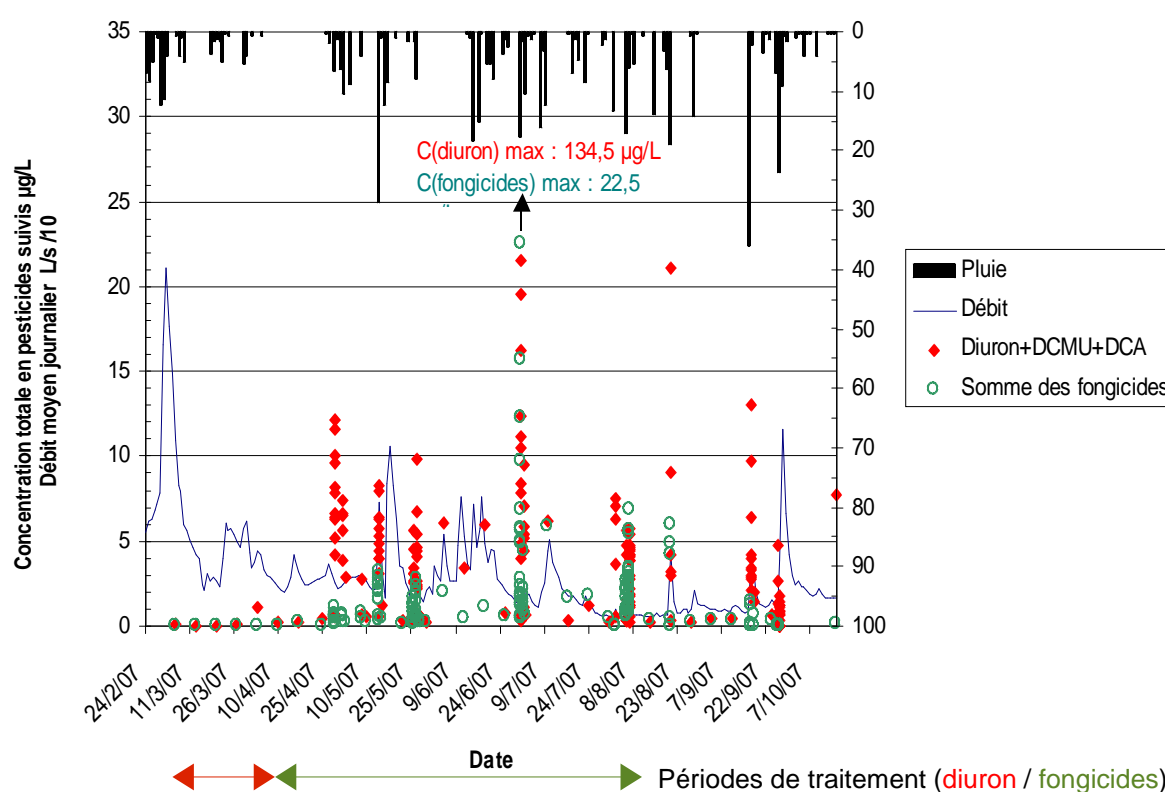


Figure 29 : Evolution temporelle des concentrations totales en substances phytosanitaires en phase liquide mesurées dans la rivière Morcille à la station des Versauds (3,5 km²) en regard des périodes d'application, des chroniques de pluie et de débit (Rabiet et al., 2010). Echantillons ponctuels hebdomadaires et fractionnés en crue. Fongicides analysés : azoxystrobine, carbendazime, diméthomorphe, procymidone et tébuconazole.

Le suivi d'une gamme de substances a permis de préciser la variabilité de chaque événement en terme de composition de mélange. Le diuron prédomine avec des concentrations de 0,04 µg/L à 21,1 µg/L (hors événement exceptionnel du 1^{er} juillet 2007). On note que la concentration moyenne annuelle en cette substance ($1,9 \pm 2,8$ µg/L) dépasse largement la Norme de Qualité Environnementale européenne (NQE) de 0,2 µg/L exprimée en Moyenne Annuelle (Directive 2008/105/CE).

Par ailleurs, plus du tiers des échantillons hebdomadaires et tous les échantillons en crue montrent des concentrations en diuron supérieures à la Concentration Maximale Admissible (CMA) de 1,8 µg/L (Directive 2008/105/CE). Le diméthomorphe et la procymidone, deux

fungicides communément utilisés en viticulture sont les plus quantifiés durant le mois de juillet avec des concentrations atteignant respectivement 14,4 et 3,1 µg/L. Le tébuconazole est quantifié tout au long de la période de traitement avec des concentrations entre 0,05 et 6,5 µg/L. La carbendazime et l'azoxystrobine sont moins souvent quantifiées avec des concentrations moyennes, respectivement, de $0,1 \pm 0,2$ µg/L et $0,08 \pm 0,09$ µg/L. On souligne, également, que le DCMU, métabolite principal du diuron est systématiquement quantifié à des concentrations entre 0,02 et 1,4 µg/L, pour une concentration moyenne de $0,3 \pm 0,3$ µg/L. D'autres auteurs comme Munaron, 2003 ; Martin et al., 2003 ont montré que des métabolites de l'atrazine pouvaient dépasser les concentrations de la molécule mère au sein des cours d'eau en fin de période culturale, d'où l'importance de les suivre conjointement.

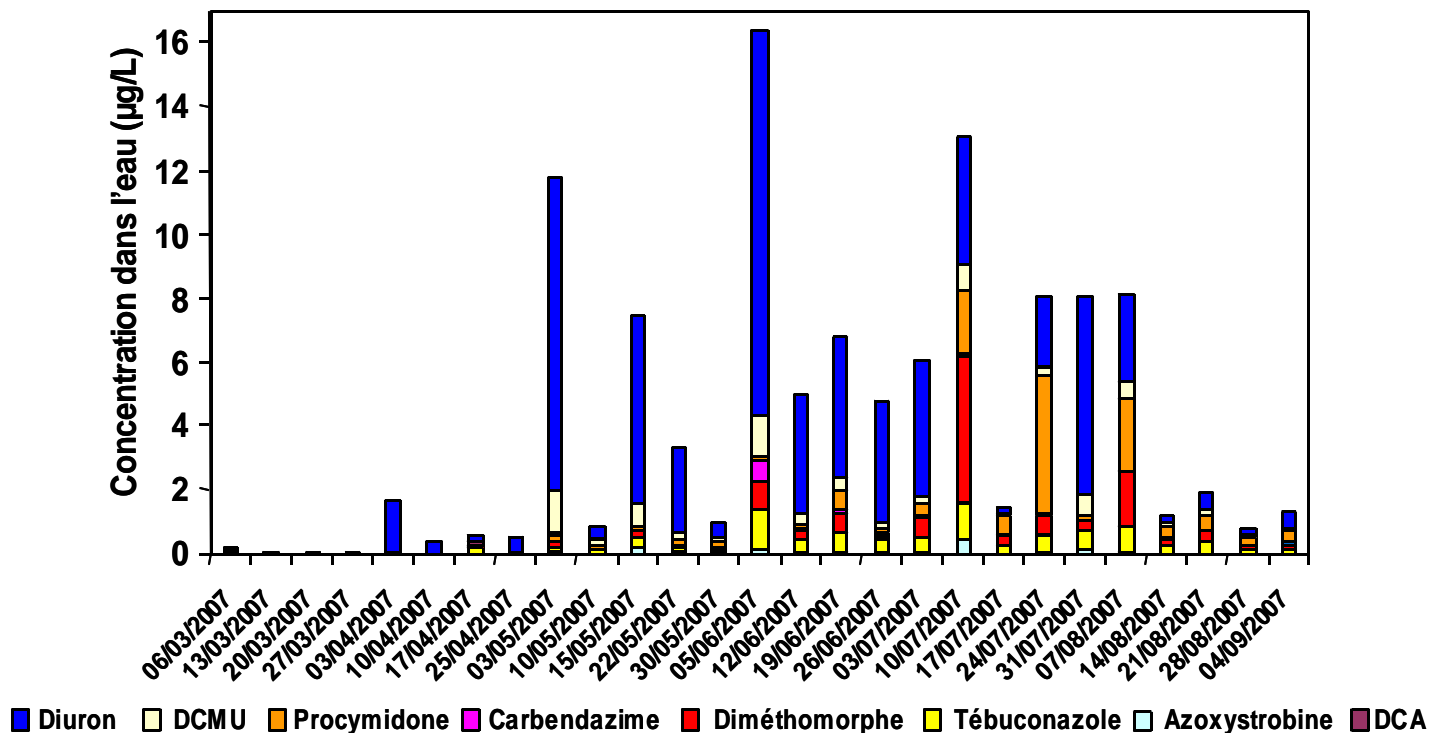


Figure 30 : Variabilité temporelle de la composition de mélanges des substances phytosanitaires recherchés dans la phase liquide au sein de la Morcille à la station des Versauds (3,5 km²).

L'analyse plus fine de la dynamique en crue a été peu documentée pour une large gamme de substances aux propriétés différenciées. Les travaux de Louchart, 1999 ; Domange, 2005 ; Moreau, 2007 et Rabiet et al., 2010 sur de petits bassins versant mettent en évidence une dynamique très brutale en lien avec les écoulements rapides qui contribuent majoritairement aux pics de concentrations observés en crue (figure 31). Toutefois, le pic de concentration n'est pas toujours associé au pic de débit : dans certains cas, il peut survenir bien après, au cours de la décrue (figure 32). Ces résultats mettent en exergue la complexité des processus impliqués tant au niveau de la genèse des flux d'eau que de l'entraînement des substances phytosanitaires à l'échelle d'un bassin versant. Comme on l'a déjà évoqué, entrent, notamment, en jeu le croisement entre la distribution spatiale des substances dans les différents compartiments du sol et l'origine des écoulements. Pour aller plus loin dans l'interprétation de l'origine de la contamination, il serait notamment nécessaire de réaliser des mesures dans la nappe d'accompagnement conjointement aux analyses de substances phytosanitaires dans le cours d'eau. Le recours à la chimie isotopique serait également intéressante à mettre en œuvre pour mieux cerner les temps de séjours et les compartiments du sol contributifs.

On constate par ailleurs que, même pour des gammes de débit moindre, une contamination à forte concentration peut être générée (moindre dilution). Quelque soit la crue, aucun effet retard lié aux propriétés d'adsorption des substances n'a été observé ce qui peut être relié à la rapidité du transfert (pas d'effet chromatographique identifié). Les durées observées entre la montrée de concentration et le retour au niveau de base varient de 3 à 17 h sur la Morcille.

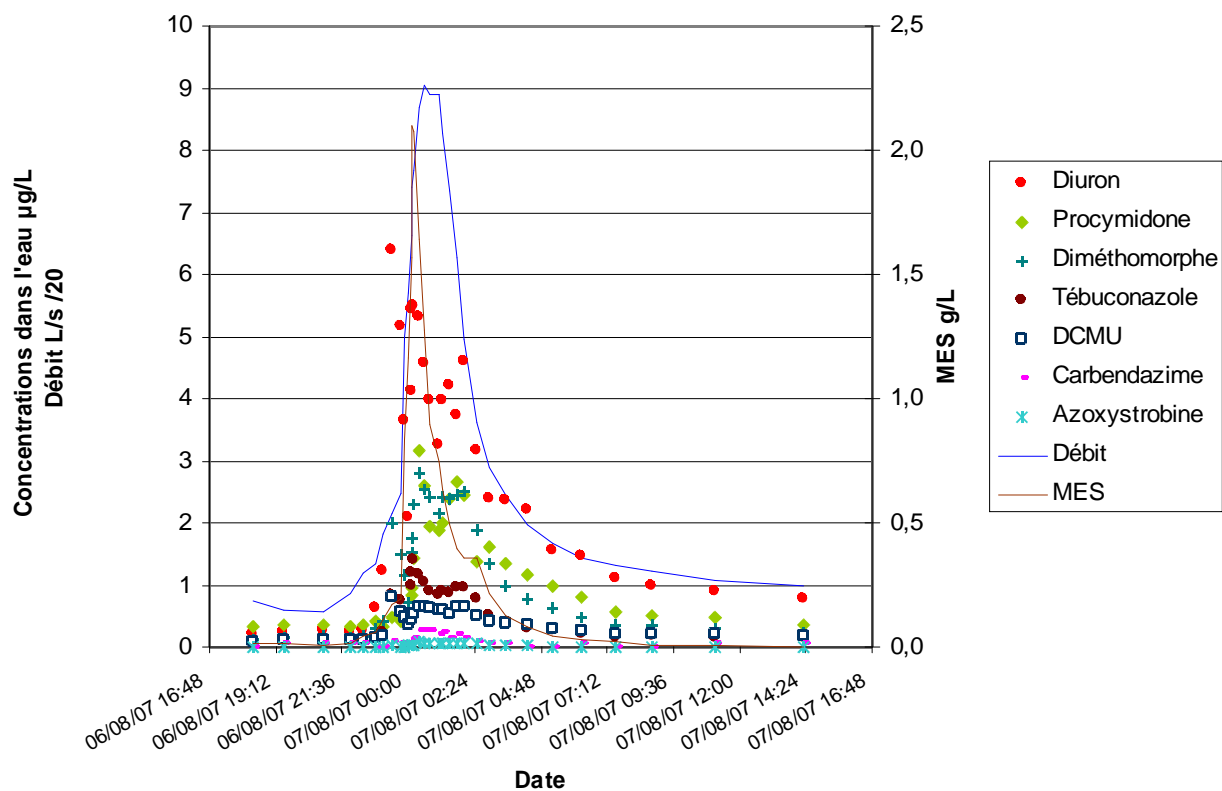


Figure 31 : Chroniques de concentrations en substances phytosanitaires en phase liquide, de taux de MES et de débit au cours d'une crue estivale sur le bassin de la Morcille à la station des Versauds.

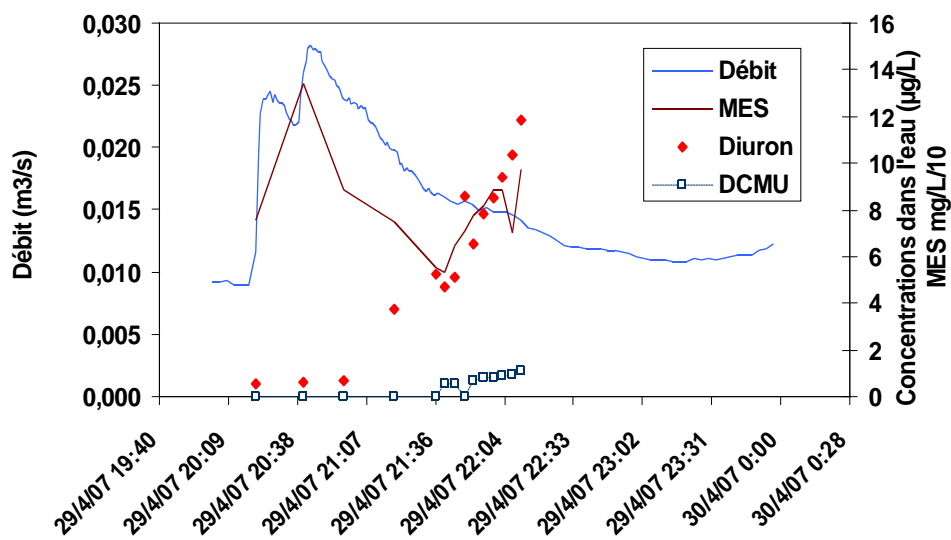


Figure 32 : Chroniques de concentrations en diuron et DCMU en phase liquide, de taux de MES et de débit au cours d'une crue printanière sur le bassin de la Morcille à la station des Versauds.

2.3. Influence de la stratégie d'échantillonnage sur l'évaluation des flux

Compte tenu de la grande variabilité temporelle des concentrations en substances phytosanitaires au sein des cours d'eau, notamment en tête de bassin versant, Rabiet et al., 2010 ont cherché à évaluer l'incidence de diverses stratégies d'échantillonnage de l'eau sur l'estimation des flux de substances en phase liquide (filtration à 0,7 μm) vers l'aval. Cette comparaison a été réalisée à titre d'exemple pour le diuron au site des Versauds au mois d'août 2007. Le flux a été estimé de diverses façons, en utilisant :

- soit les concentrations ponctuelles hebdomadaires considérées :
 - o soit dans leur totalité (4 échantillons sur le mois)
 - o soit selon un échantillonnage de fréquence bi-mensuelle
 - o soit selon un échantillonnage de fréquence mensuelle
- soit les concentrations échantillonnées en crue uniquement (les flux correspondants aux crues non échantillonnées en août ont été estimés à partir de la relation qui a pu être établie entre le flux de diuron en crue observées et le volume de la crue correspondant (relation linéaire exploitable sur le mois d'août 2007, $r^2=0,91$). On estime ainsi le flux de diuron transitant dans le cours d'eau pendant les crues,
- soit les concentrations observées se situant en dehors des crues : on estime ainsi le flux de diuron transitant dans le cours d'eau en dehors des crues,
- soit les concentrations moyennes hebdomadaires pondérées au volume passé obtenues par l'échantillonnage automatique.

Les résultats obtenus sont présentés à la figure 33. Selon la méthode utilisée, les flux de diuron calculés sur le mois s'échelonnent de 4.7 à 73.9 g. La valeur la plus élevée correspond au flux calculé avec les concentrations moyennes issues de l'échantillonnage cumulé automatique. C'est, effectivement, la méthode d'évaluation qui paraît la plus représentative des flux réels du fait du plus grand nombre de prélèvements réalisés et de leur asservissement au volume passé. Elle a donc été utilisée comme référence pour évaluer les autres méthodes de calcul. On observe que la somme des flux calculés en crue et hors crue fournit une estimation légèrement plus faible (53.6 g) que cette référence, donc, a priori, moins représentative, en dépit du déploiement technique et humain que ce mode d'échantillonnage a nécessité.

Les flux estimés à partir des échantillons ponctuels (hebdomadaires, bi-mensuels, mensuels) varient, quant à eux, de 4.7 à 41.2 g, ce qui est significativement plus faible que la référence choisie (73.9 g). On note, en particulier, que l'utilisation des échantillons ponctuels hebdomadaires, qui représentent la plus grande fréquence des échantillons ponctuels réalisés, conduit à une sous estimation d'un facteur 5 du flux de référence. Cette constatation peut être reliée au fait que le mois d'août 2007 a été particulièrement pluvieux – on évalue à 89 % la part du flux de diuron mensuel dû aux crues – mais que la durée totale de ces crues n'ayant pas excédé 5 jours au total (i.e., 15% de la durée mensuelle), la probabilité de les piéger par des prélèvements ponctuels manuels était faible et, même un échantillonnage hebdomadaire était largement insuffisant pour être représentatif. On met donc en exergue la difficulté d'estimer des flux à partir de mesures ponctuelles sur un petit bassin qui réagit très rapidement aux pluies notamment durant les périodes de forte fréquence d'événement pluvieux.

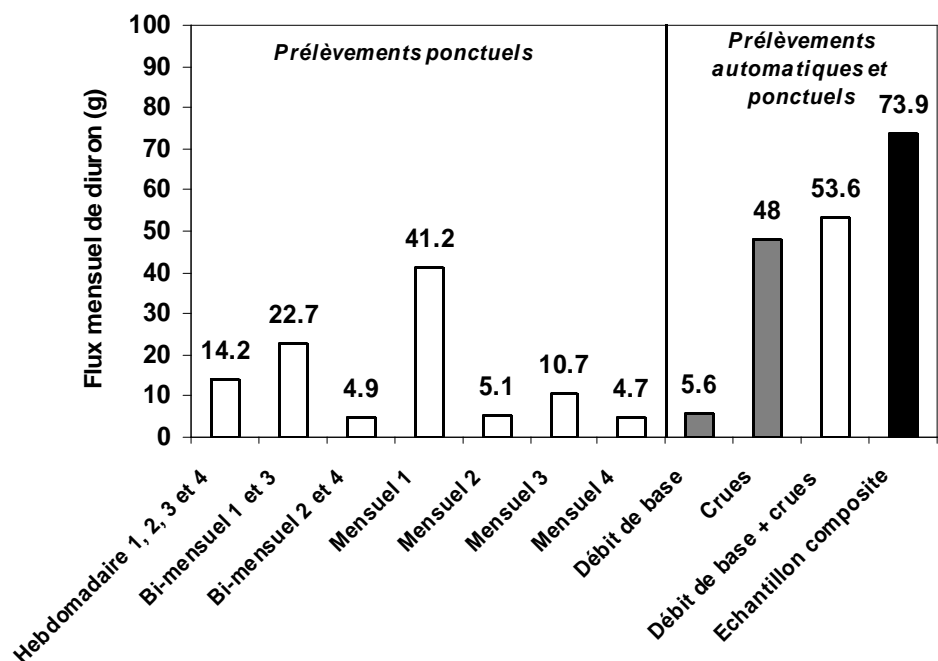


Figure 33 : Flux mensuel de diuron en phase liquide (g) au site des Versauds en août 2007, estimé en utilisant différentes méthodes.

Des études similaires menées par Munaron, 2003, sur des bassins plus importants (bassins de la Charente >> 10km²), montrent que, même à cette échelle, les crues peuvent générer des variations de concentration et de flux importantes bien qu'elles sont moindres que celles observées à l'échelle des têtes de bassins. Par ailleurs, cette influence est à nuancer selon le comportement des substances (transports épisodiques ou transport plus ou moins continu dans le temps) et selon l'année hydrologique (fréquence et intensité des pluies). Dans ce sens, Müller et al., 2003 estiment que la part des écoulements directs de surface dans la masse de substances phytosanitaires exportées vers l'aval dépend de l'échelle considérée, celle-ci étant plus importante au sein des bassins amont à écoulement surfacique dominant et pouvant devenir moindre dans le cas de bassins plus étendus (50 km² dans l'étude) au fonctionnement plus complexe.

2.4. Principales conclusions

Nos travaux ont mis en évidence que les niveaux de concentration des substances phytosanitaires dans les cours d'eau, pour une large gamme de substances, peuvent être très variables dans le temps et l'espace au sein des petits cours d'eau avec :

- une présence presque continue de mélanges de substances à de faibles concentrations, dont la moyenne annuelle peut cependant dépasser les normes de qualité environnementales fixées au niveau européen pour les substances prioritaires, et,
- une occurrence plus ou moins fréquente de pics de concentrations pouvant également dépasser les normes de qualité environnementales pour les substances prioritaires. On note toutefois que ces pics sont brefs (inférieurs à 24h).

A cette échelle et sur ce type de bassin à écoulements rapides, les pics de crue jouent un rôle majeur dans la contamination des eaux durant les périodes pluvieuses et leur prise en compte semble primordiale pour accéder à une meilleure estimation des flux vers l'aval.

La dynamique des concentrations mise en évidence dans nos travaux amène également à se poser la question de son incidence en terme d'impact écologique au sein des milieux aquatiques.

Cette démarche implique une ouverture pluri-disciplinaire vers la biologie. Un des retours importants attendus par l'hydrochimiste est de parvenir à mieux cerner les grandeurs d'intérêt à considérer dans l'évaluation des transferts pour améliorer l'évaluation des risques écologiques : doit-on viser une évaluation fine des concentrations maximales en crue ? Une approche de dépassement de seuil de concentration pour une durée et une fréquence de retour est-elle suffisante ? Des travaux préliminaires pour mieux cerner l'influence des pics de crue sur les organismes aquatiques ont donc été initiés dans ce sens sur le bassin de la Morcille, et sont présentés dans la partie suivante.

3. Incidence de la dynamique de la contamination sur l'impact biologique au sein des cours d'eau

En complément des recherches sur la variabilité spatiale et temporelle de la contamination à l'échelle des petits bassins versants, il m'est apparu essentiel de mener conjointement des recherches visant à mieux cerner l'effet résultant de cette contamination pour améliorer les approches, modèles et indicateurs, qui tentent de relier l'exposition et l'impact dans les cours d'eau. Ces travaux ont été rendus possibles grâce à la collaboration pluri-disciplinaire entre plusieurs équipes du Cemagref et de l'INRA (hydrologues, chimistes, biologistes). Mon rôle dans ce contexte a essentiellement consisté à participer, notamment avec ma collègue Nadia Carluier, à la structuration commune des recherches et à animer le projet Padyrna (programme EC2CO). Ce sont les principaux résultats de ce dernier que je présente ci-après.

Sur le bassin de la Morcille, un gradient amont-aval de perturbation des écosystèmes aquatiques cohérent avec l'occupation du sol a été mis en évidence pour différents types d'organismes (macro-invertébrés, biofilms) (Trichet et al., 2009 ; Montuelle et al., 2010).

Ces résultats ont été confirmés sur plusieurs campagnes réalisées au cours de différentes saisons, et ont permis de lever plusieurs hypothèses concernant le poids relatif de facteurs de confusion, tels que le débit ou la teneur en nutriments ou encore en métaux lourds, dans l'évaluation de cet impact (Montuelle et al., 2005, Dorigo et al., 2007, Villeneuve, 2008). Les chercheurs ont notamment pu mettre en évidence une acquisition de tolérance des micro-organismes vis-à-vis du diuron, ce qui confirmerait la part de cette substance dans les impacts observés sur le biofilm. Toutefois, les relations de cause à effet sont difficiles à mettre en évidence de manière univoque sur le terrain du fait de la complexité du système d'étude (notamment, l'existence possible d'effets croisés).

Par ailleurs, les études d'effet écotoxicologique menées dans des conditions contrôlées ou semi-contrôlées (mésocosmes) présentent également certaines limites. En particulier, les tests standards réalisés sur des durées d'exposition constante supérieures à 24h, s'ils permettent de hiérarchiser les substances selon leur toxicité, ne renseignent que faiblement sur les effets attendus au sein des cours d'eau marqués par des dynamiques d'exposition très variables dans le temps (infra-horaire pendant les pics de crue) et caractérisées par des mélanges de substances.

Or, il n'existe que peu de références tentant de prendre en compte l'influence de pulses de concentrations sur l'impact biologique (Cold et al., 2004 ; Jurgensen et al., 1990) et, dans ce dernier cas, la durée du pic est supérieure à 24 h. Aussi, dans le cadre du projet Padyrna, un des objectifs visés était d'élaborer un cadre méthodologique qui permette de mieux cerner

l'effet de la dynamique d'exposition des substances phytosanitaires en se rapprochant de schémas d'exposition réels (alternance de pics et de niveaux de base, mélange de substances).

Pour cela, des expérimentations en conditions contrôlées, en microcosmes ou en canaux, ont été mises en place afin d'étudier l'effet de différents scénarios d'exposition au diuron, substance majeure retrouvée dans la Morcille, combinant des niveaux de concentration chronique et/ou des pulses de concentration, sur i) des biofilms photosynthétiques, très fréquents dans les petits cours d'eau et acteurs importants de leur capacité auto-épurative (figure 34), et ii) un Crustacé, le gammare, également très fréquent en cours d'eau et par ailleurs très étudié en écotoxicologie. Les pulses contenaient un mélange de composés représentatif des substances et des concentrations observées dans le cours d'eau, à savoir : l'herbicide diuron, les fongicides tébuconazole, azoxystrobine et diméthomorphe (essais « biofilms ») et les insecticides flufenoxuron et chlorpyrifos (essais « gammares »). Les substances étaient utilisées dissoutes et sous forme pure. Les principales conclusions, qui diffèrent selon le type d'organisme considéré, sont présentées ci-après (Gouy et al 2010).

Dans le cas des biofilms en microcosmes, on a montré que la succession de deux pulses de concentration de 3 h chacun induisait l'effet le plus important comparativement à une exposition chronique seule ou à un seul pulse de double intensité (figure 35). On a cependant observé qu'un biofilm préalablement exposé à une contamination chronique peut être moins sensible à l'occurrence ultérieure d'un pulse de contamination, ce qui pourrait indiquer une adaptation biologique mais également une disparition des organismes polluo-sensibles (Tlili et al., 2008). Il est apparu que les impacts liés aux pulses réalisés avec le mélange étaient plus élevés que ceux observés avec l'herbicide diuron seul, mais ces travaux seraient à conforter.

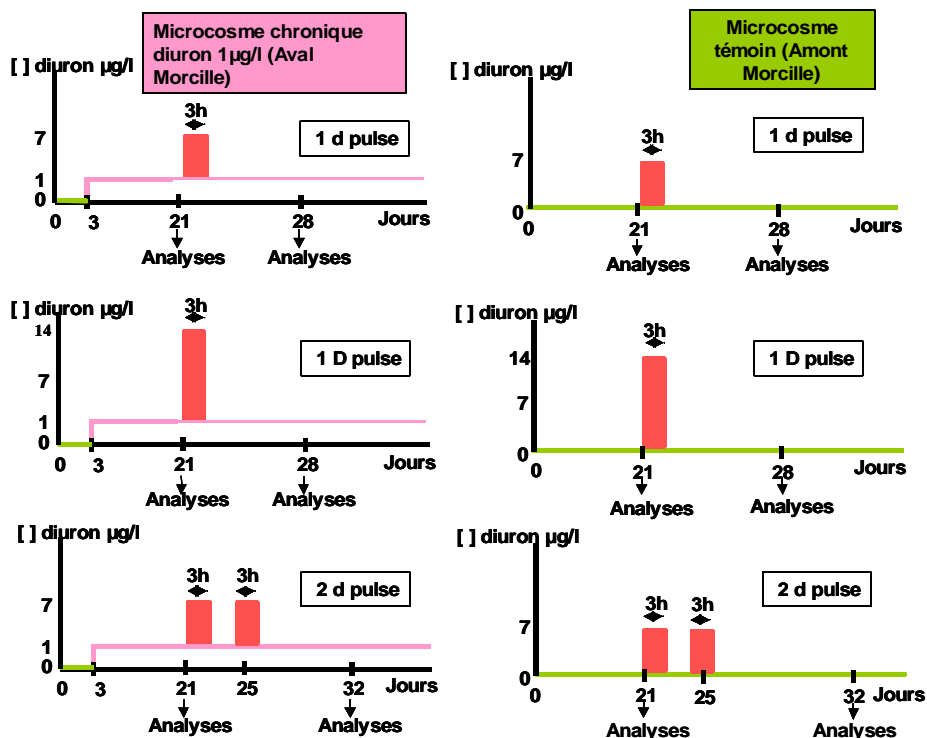


Figure 34 : Schémas d'exposition des biofilms au diuron.

1 pic à la concentration en diuron de 7 µg/L au jour 21 : 1d ; 1 pic à la concentration en diuron de 14 µg/L au jour 21 : 1 D ; 2 pics chacun à la concentration en diuron de 7 µg/L aux jours 21 et 25 : 2 d.

L'analyse des données biologiques recueillies a confirmé que l'acquisition de tolérance au diuron observée s'accompagne d'une sélection et de changements structuraux au sein des biofilms. Ces résultats sont cohérents avec les observations obtenues antérieurement sur la Morcille dans des conditions naturelles. On note cependant, au sein du cours d'eau, un effet plus marqué de « l'historique » de contamination, qui se traduit par une sélection et une acquisition de tolérance plus importante entre l'amont peu pollué et l'aval pollué (Pesce et al., 2010-b ; Dorigo et al., 2007).

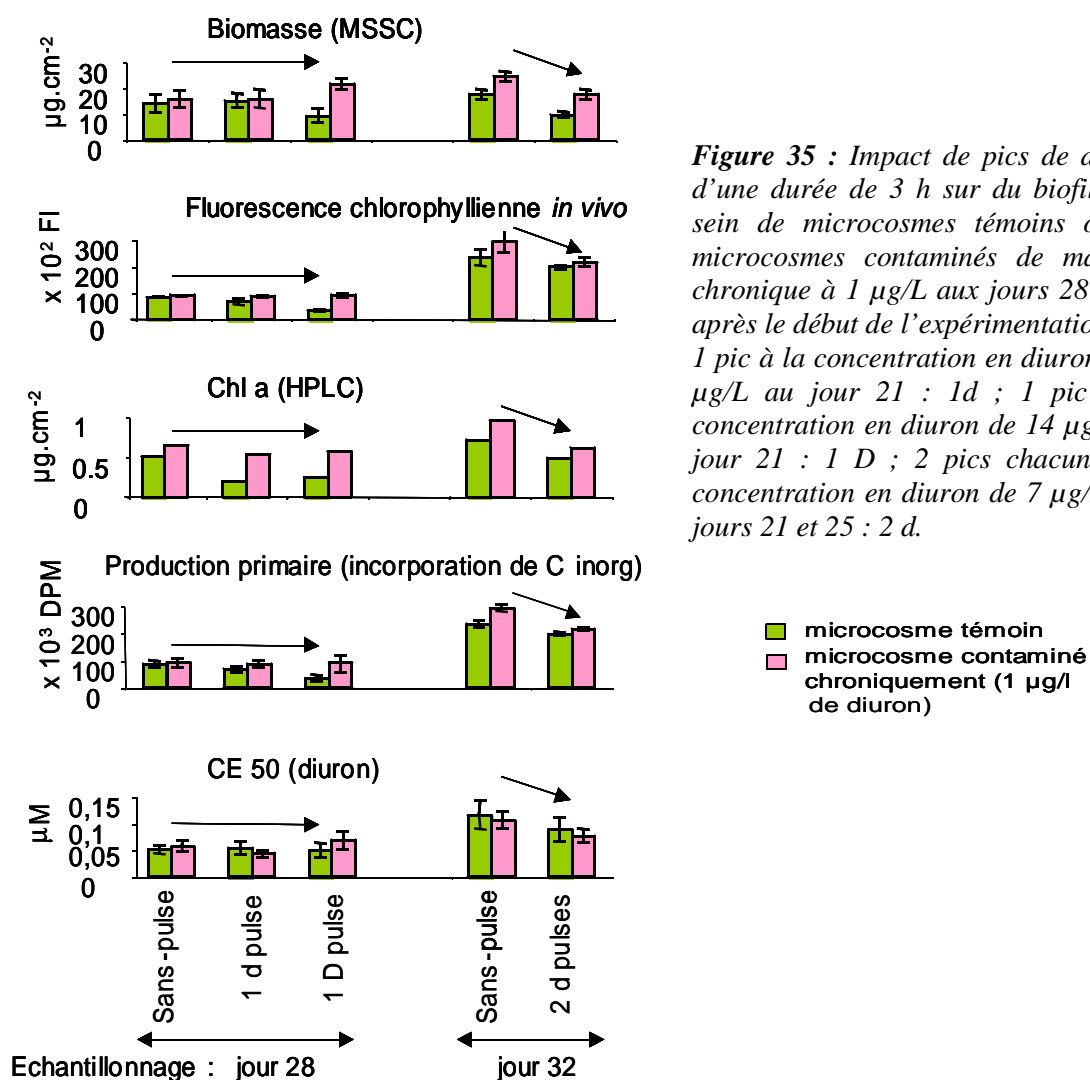


Figure 35 : Impact de pics de diuron d'une durée de 3 h sur du biofilm au sein de microcosmes témoins ou de microcosmes contaminés de manière chronique à 1 µg/L aux jours 28 et 32 après le début de l'expérimentation. 1 pic à la concentration en diuron de 7 µg/L au jour 21 : 1d ; 1 pic à la concentration en diuron de 14 µg/L au jour 21 : 1 D ; 2 pics chacun à la concentration en diuron de 7 µg/L aux jours 21 et 25 : 2 d.

Dans le cas des macro-invertébrés (gammare), l'exposition à un pic de concentration (diuron : 14 µg/L, diméthomorphe : 5,7 µg/L, tébuconazole : 4.2 µg/L, azoxystrobine : 0.7 µg/L, flufénoxuron : 0.3 µg/L, chorpyriphos éthyl : 0.03 µg/L) représentatif d'observation de concentrations maximales de terrain n'a pas induit d'effet significatif sur la survie, la croissance ni l'alimentation des gammare. Pour l'obtention d'un effet significatif avec un tel mélange, il a fallu imposer une exposition de 4 jours (juvéniles) à 6 jours (adultes). Ces résultats suggèrent que les pics de concentration testés ne peuvent pas expliquer à eux seuls les effets observés sur les macro-invertébrés dans le cours d'eau et qu'il conviendrait d'affiner la démarche en analysant plus spécifiquement les effets sub-létaux sur le long terme comme la reprotoxicité (Cold et al., 2004 ; Forbes et al., 2005 ; Reynaldi et Liess, 2005 ; Geffard et al, 2010). Un effort de caractérisation plus fine de la dynamique de transfert des insecticides au sein des cours d'eau serait également à envisager. En effet, compte tenu du caractère plus fugace de la mobilisation de ces substances comparativement aux herbicides et fongicides

appliqués à plus forte dose et souvent plus persistants, l'estimation des concentrations maximales en insecticides est souvent plus ardue (Liess et al., 1999-a).

Par ailleurs, la fréquence des successions de pics serait également un paramètre à tester d'un point de vue écotoxicologique. Sur la Morcille, en 2007, on a en effet pu décompter plus d'une dizaine de crues de mai à fin août (Rabiet et al., 2010).

4. Conclusions et perspectives du volet 3

Les recherches présentées ci-dessus, dont celles menées au Cemagref de Lyon et les projets auxquels j'ai participé, ont confirmé que la dynamique du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement est infra-horaire à horaire au niveau des petits bassins versants à écoulements superficiels, comme le bassin de la Morcille, ce qui implique un dispositif de suivi adapté et délicat à paramétrer si l'on souhaite accéder à des chémogrammes représentatifs. Ceci est d'autant plus crucial pour le suivi des substances peu mobiles presque exclusivement transportées lors des crues, comme c'est le cas d'un certain nombre d'insecticides (Gouy et al., 2007, Schulz, 2004). On a également mis en évidence l'existence de concentrations plus faibles plus ou moins continues dans le temps. Ici, les enjeux de leur suivi s'expriment plutôt en termes de capacités de pré-concentration des substances et de sensibilité suffisante des méthodes analytiques. La gamme des substances retrouvée est large, ce qui pose la question de l'impact des mélanges. Ces travaux ont également mis en avant l'intérêt d'associer, conjointement aux recherches visant une meilleure caractérisation de la contamination, des recherches sur la mesure de l'impact associé au sein des écosystèmes aquatiques.

En terme d'évaluation d'impact en cours d'eau, les travaux menés ont mis en avant l'importance de mieux considérer les conditions d'exposition réelles (en intensité, durée et fréquence des pics de concentration) ainsi que le choix des organismes et des indicateurs dans l'évaluation des effets liés aux substances phytosanitaires. Si des effets très rapides peuvent être mis en exergue au sein des communautés de biofilms, il semblerait que dans le cas des macro-invertébrés, les effets à court terme soient plus délicats à mettre en évidence pour les concentrations et durées d'exposition faibles testées. Pour compléter ces résultats, il serait donc intéressant de tester l'influence sur les macro-invertébrés d'une succession de pics ainsi que d'une exposition chronique. L'intervalle de récupération entre deux pulses peut en effet avoir des conséquences sur la capacité des organismes à supporter un second événement, notamment si la substance toxique présente une cinétique d'élimination lente (Zhao et Newman 2006). Ces conclusions mettent en avant l'importance de mener des travaux de recherche pluridisciplinaires visant à mieux cerner l'exposition chronique *in situ* et d'avoir recours à des observations d'effet sub-létaux et à plus long terme sur les individus et les communautés.

Une des limites de nos études sur le site Morcille-Ardières, réside dans le fait qu'elles n'abordent que la fraction en phase liquide des substances phytosanitaires dans les cours d'eau. Or, compte tenu des conclusions du volet 1 et du fait que l'érosion peut être intense sur des bassins de ce type, à écoulements rapides, à fortes pentes et présentant des sols peu cohésifs, il semble important de pouvoir quantifier cette fraction. Peu de références existent sur les apports sous forme particulière de substances phytosanitaires aux cours d'eau à la suite d'événements pluvieux à l'échelle d'un petit bassin versant. En effet, dans la plupart des articles, les mesures sont réalisées sur la phase aqueuse et/ou sur les sédiments du fond de cours d'eau. Quand la concentration en substances phytosanitaires est effectivement mesurée sur les particules de terre érodées, l'interprétation en terme de partage entre phases liquide et solide ou d'évaluation des flux respectifs est rarement possible faute d'information sur les

volumes d'eau et charges de MES transférés. Par ailleurs, les deux phases ne sont pas toujours échantillonnées ensemble. Les travaux existants permettent cependant d'accéder, pour quelques substances phytosanitaires, à des niveaux de concentration sur des matières en suspension prélevées dans des cours d'eau hors ou pendant des événements pluvieux (tableau A4 en annexe 4). La majorité des substances phytosanitaires recherchées et quantifiées sont des insecticides aux propriétés hydrophobes (Schulz, 2004), cependant, des herbicides et des fongicides ont également été mis en évidence (Hladik et al., 2009 ; Schäfer et al., 2008 ; Louchart et al., 2004 ; Long et al., 1998 ; Louchart, 1999 ; Muñoz, 1992).

Les concentrations sur les matières en suspension exprimées en ppm de matière sèche sont en général supérieures aux concentrations sur les sédiments en place du cours d'eau et supérieures aux concentrations en phase liquide. Elles varient au cours du temps avec des valeurs plus élevées pendant les crues survenant dans les périodes d'application, et des concentrations plus faibles le reste de l'année (Liess et al., 1999-b ; Bollmohr et al., 2009 ; Long et al., 1998). On note, cependant, que les concentrations maximales en crue sont en générale inférieures sur les MES prélevées au sein des cours d'eau que sur les MES prélevées au sein du ruissellement issu d'une parcelle traitée (volet 1). Des processus tels que la désorption, la dilution avec des MES moins contaminées, la dégradation peuvent contribuer à expliquer cette observation. Il n'en demeure pas moins que les concentrations résultantes peuvent dépasser les seuils de toxicité, notamment pour les insecticides (Dabrowski et al., 2002 ; Schäfer et al., 2008).

En terme de flux, bien moins de références sont disponibles. Muñoz, 1992, a réalisé un échantillonnage ponctuel en période d'orage au sein de trois affluents de l'Ardières et le cours d'eau lui-même (Belamie et al., 1992). Il met en évidence que pour une charge en MES fines (taille < 50 µm) supérieure à 5 g/L la forme particulaire est majoritaire, quelque soit la substance considérée. Pour certaines substances parmi les moins solubles comme le tétradifon ou le fénitrothion, la forme particulaire peut-être prépondérante dès une charge en MES < 50 µm supérieure à 2 g/L. Louchart et al., 2004 ont observé quant à eux que la fraction en phase liquide en oryzalin était prépondérante (plus de 90% du flux annuel est sous forme dissoute) à l'échelle du bassin versant pour des charges en MES inférieures à 10 g/L. Comme cela avait été observé à la parcelle (volet 1), à l'échelle du petit bassin versant, la part de substances phytosanitaires sous forme particulaire paraît également augmenter avec la charge en MES et diminuer avec la solubilité des substances (Belamie et al., 1994).

Du point de vue de leur impact sur les organismes aquatiques, les substances phytosanitaires sous forme particulaire peuvent représenter une forme moins toxique dans la colonne d'eau notamment pour les substances faiblement désorbables. De fait, certains auteurs montrent que la présence de matières en suspension peut limiter l'effet toxique de substances phytosanitaires dans l'eau (Yang et al. 2006 ; Coats et al., 1989) en diminuant, en particulier, leur biodisponibilité. Cependant, d'autres observent que la forme particulaire peut, dans certains cas, engendrer un effet négatif sur les macro-invertébrés étudiés (Schulz 2004 ; Dabrowski et al., 2002). Deux hypothèses sont avancées : i) la forme particulaire peut entraîner une augmentation de la durée d'exposition des organismes à la substance phytosanitaire sous forme dissoute en étant à l'origine de sa restitution progressive par désorption et/ou ii) l'effet peut être directement lié à l'ingestion de la substance fixée sur les particules de matières organiques les plus fines (Thiere et al., 2004 ; Schulz et al., 2001 ; Long et al., 1998). On note que ces observations sont le plus souvent issues d'études sur des insecticides. De façon générale, Schäfer et al., 2008 soulignent le manque de données sur l'évaluation de la toxicité des substances phytosanitaires associées aux particules solides

En corollaire de ces résultats, il semble donc que la problématique liée aux substances phytosanitaires associées aux particules de sol érodées soit plus à considérer au niveau de leur impact potentiel sur les milieux aquatiques qu'au niveau de leur contribution aux flux totaux vers l'aval, exception faite de sites soumis à une érosion intense durant la saison culturale.

III. Conclusions et perspectives

Mes travaux, en collaboration avec mes collègues du Cemagref/Irstea et d'autres organismes, ont permis d'avancer sur la connaissance des modalités de transfert des substances phytosanitaires vers les eaux de surface depuis leur mobilisation au sein du ruissellement survenant au cours d'une pluie jusqu'à la dynamique spatio-temporelle au sein du cours d'eau récepteur, en passant par l'étude du potentiel de rétention des substances au sein des éléments intermédiaires que sont les fossés d'assainissement agricole. Au delà des conclusions scientifiques évoquées à l'issue des trois volets présentés ci-dessus, je tiens à mettre en avant certains aspects de la démarche scientifique qui m'ont semblé déterminants dans l'atteinte des objectifs visés, en particulier :

- l'importance de mieux prendre en compte conjointement les cinétiques hydrologiques et chimiques,
- l'intérêt de mener des études à différentes échelles complémentaires, l'effet du changement d'échelle de la parcelle au petit bassin pouvant induire de fortes modifications des flux et des chroniques de concentrations en aval,
- l'importance de mener des suivis en conditions naturelles dans des conditions agro-pédo-climatiques variées et une gamme de substances aux propriétés diversifiées, même si le recours à des études plus fines et mieux contrôlées s'avère nécessaire pour vérifier les hypothèses formulées sur le terrain,
- l'apport notable de sites de recherche fédérateurs qui permettent d'associer des démarches pluridisciplinaires (hydrologie, chimie de l'environnement, biologie, agronomie, systèmes d'information, informatique, modélisation) et pluri-acteurs autour d'objectifs partagés ou complémentaires.

Dans la suite, je rappelle succinctement quelques conclusions majeures de mes travaux afin d'ouvrir la discussion sur les besoins et perspectives de recherche futures identifiés selon quatre principaux axes de recherche suivants :

1. améliorer la connaissance des voies de transfert et des temps de résidence des substances de la parcelle au cours d'eau,
2. mieux cerner l'exposition des cours d'eau vis-à-vis des substances phytosanitaires et le risque écologique associé,
3. améliorer la compréhension et la représentation des relations pression-vulnérabilité-impact,
4. évaluer les incidences possibles du changement climatique sur l'évolution de la problématique.

1. Améliorer la connaissance des voies de transfert et des temps de résidence des substances de la parcelle au cours d'eau

Mes travaux ont contribué à mettre en évidence l'importance des transferts rapides de surface dans la contamination des eaux par les substances phytosanitaires. Même s'il est apparu que la forme dissoute était souvent prépondérante en terme de flux, les références permettant d'estimer la part du transport particulaire sont encore limitées. Il serait donc nécessaire de mener des recherches complémentaires pour vérifier ces conclusions dans des conditions agro-pédo-climatiques diversifiées et pour des substances utilisées actuellement. Des études seraient notamment à encourager sur les sites soumis à une forte érosion pendant les périodes de traitement et pour les substances présentant un coefficient d'adsorption moyen à fort. Un intérêt spécifique devrait être porté à l'amélioration des techniques d'échantillonnage de la phase particulaire. En particulier, pour mieux estimer la part de substances mobilisée sur la phase solide, il serait important de dissocier suffisamment tôt les fractions dissoute et particulaire avant que cette dernière n'ait eu le temps de se désorber de manière significative. Ce processus étant rapide (quelques minutes à quelques heures) cela implique d'imaginer un système permettant de séparer les phases *in situ*. Dans ce sens, un projet, en collaboration avec l'université de Bourgogne (UMR CNRS ARTEHIS 5594), dans l'objectif de mieux cerner l'influence des états de surface et des pratiques culturales sur l'érosion et le transfert de contaminants associés au sein de versants viticoles (Beaujolais), est en cours de consolidation. Par ailleurs, même si les flux particuliers semblent moindres comparativement aux flux dissous dans la majorité des situations testées ou identifiées dans la littérature, les concentrations sur la phase solide n'en sont pas pour autant négligeables. Pour mieux cerner les enjeux associés à cette observation, il serait également utile, d'une part, d'acquérir d'avantage de données sur les concentrations particulières dans les milieux aquatique et, d'autre part, d'évaluer les effets biologiques possibles afin d'identifier le risque associé à cette fraction (CF axe 2 ci-après).

L'efficacité des fossés en terme d'atténuation des concentrations et des flux de substances phytosanitaires dans le ruissellement a été évaluée vis-à-vis de la phase dissoute. On a notamment mis en évidence l'importance de la nature des phases adsorbantes, mais également de leur conformation spatiale, de la vitesse et de la hauteur d'eau de l'écoulement. Parmi les recherches futures visant à améliorer la rétention observée, un point intéressant serait d'imaginer la synthèse d'un géosynthétique rassemblant des propriétés physico-chimiques plus variées que ceux existants dans le commerce afin de permettre de fixer une plus large gamme de substances. Un point préliminaire serait toutefois de vérifier le domaine d'application envisageable de ce nouveau matériau, en fonction des coûts de synthèse prévisibles. Un débouché au sein de fossés ou bassins de rétention en milieu urbain ou péri-urbain serait sans doute plus à explorer qu'une application en milieu agricole où les utilisateurs sont dispersés et où sont plutôt recherchées des méthodes simples, peu onéreuses, à base de matériaux naturels (voir par exemple : Richin et al., 2011 ; Syndicat du Vistre, 2007).

En revanche, il n'existe pas de référence sur l'efficacité des fossés vis-à-vis de la rétention des substances phytosanitaires sous forme particulaire (C.F. conclusion du volet 2). L'intérêt de développer des recherches dans ce sens repose notamment sur la meilleure évaluation préalable de l'importance de cette fraction en terme de flux et surtout d'impact. Par ailleurs, il peut être intéressant dans tous les cas, en particulier sur les sites très érosifs, d'estimer l'impact de la charge en particules solides sur le bon fonctionnement épurateur des fossés vis-à-vis des formes dissoutes (dans la mesure où les particules peuvent entraîner un colmatage ou des dépôts sur le substrat susceptibles de diminuer la capacité d'infiltration des substances).

Au final, on a bien identifié l'importance de mieux caractériser et quantifier les écoulements rapides de surface en raison de leur rôle dans la genèse des concentrations maximales au sein

du cours d'eau récepteur et de contribution aux flux de contaminants vers l'aval. L'efficacité des fossés et autres zones tampons (bandes enherbées, zones humides artificielles) est d'ailleurs le plus souvent évaluée vis-à-vis de ces épisodes intenses.

Un point d'interrogation majeur, non abordé dans mes travaux précédents, réside dans l'évaluation du potentiel des substances infiltrées dans le sol des parcelles ou des zones tampons à être transférées vers les eaux de surface de façon différée, atténuée mais plus continue, via des écoulements latéraux dans le sol. Cette orientation est d'autant plus justifiée que nos travaux, parmi d'autres, mettent en évidence l'effet d'expositions à faibles concentrations mais à caractère chronique des substances phytosanitaires sur les écosystèmes aquatiques (Tlili et al., 2008). Plusieurs auteurs ont mis en évidence de tels écoulements sous des parcelles cultivées ou en herbe (Bosch et al., 1994 ; Adamiade, 2004 ; Ohrström et al., 2004 ; Legout et al., 2007). Quelques références sur socle schisteux montrent que des écoulements latéraux au sein d'une nappe superficielle peuvent être à l'origine du transfert de nitrates et de substances phytosanitaires vers le cours d'eau avec des temps de résidence variables pouvant aller de quelques jours à plusieurs années (Molénat et al., 2001). Même s'il n'est pas aisé de comprendre le déterminisme de ces transferts, ils semblent liés aux dates et localisation des applications, à la profondeur de la nappe, aux périodes et lieux d'infiltration rapide, au volume de pluie cumulé depuis la date d'application et aux propriétés des substances (Lowrance et al., 1997 ; Bosch et al. 1999 ; Legout et al., 2007 ; Gutierrez et al., 2009). La variabilité temporelle des concentrations est en général plus marquée à faible profondeur dans la zone de mélange de l'eau d'infiltration et du toit de la zone saturée. Dans les situations où on est en présence d'une couche imperméable peu profonde (moins de 3 m sous la surface du sol), plusieurs auteurs montrent également, à l'aide de traceurs, que des transferts latéraux relativement rapides peuvent être observés au niveau de nappes temporaires très superficielles ou d'écoulements saturés dans le sol sans à proprement parler de nappe (Kienzler et al., 2008 ; Branger, 2003 ; Dagès, 2002). Les références dans ce dernier cas sont cependant très peu nombreuses et n'abordent pas les potentialités de transfert associé des substances phytosanitaires vers les eaux de surface (Taver, 2011).

Dans ce sens, une étude préliminaire (*Gauthier Rousseau, 2011*) a été initiée par mon équipe et un projet de thèse sur l'« Evaluation des transferts latéraux de pesticides à faible profondeur dans le sol au sein d'un versant viticole du Beaujolais de coteaux » débutera fin 2012 sur le site de la Morcille, marqué par des sols très filtrants (sablo-limoneux) et par la présence d'une rupture de perméabilité (socle granitique ou couche argileuse compact), à faible profondeur. J'en assurerai la direction et il sera co-encadré par Nadia Carluer. Ce travail bénéficiera d'une demi-bourse d'Irstea et d'un financement de l'Agence de l'Eau RM&C. Un projet complémentaire, en lien avec le Laboratoire d'Analyse des Milieux Aquatiques visera à étudier l'intérêt des échantillonneurs passifs pour piéger les substances au cours du temps, au sein de piézomètres.

A travers ces travaux, des collaborations seront renforcées avec le Laboratoire des Sciences Analytiques de l'université Claude Bernard, via nos collègues du Laboratoire d'Analyse des Milieux Aquatiques. De plus, il nous semble indispensable de développer conjointement des collaborations sur les aspects liés à la géochimie et au traçage isotopique afin de mieux cerner la complexité des échanges entre les écoulements de surface et souterrains ainsi que les temps de séjour dans les différents compartiments du sol (zone non saturée, nappe superficielle à différentes profondeurs).

Enfin, l'étude des transferts latéraux dans le sol, même si on se limite à de faibles profondeurs et aux nappes superficielles impliquera une augmentation, qui pourra être importante, des temps de transfert jusqu'au cours d'eau. De ce fait, la problématique devra évoluer vers une meilleure prise en compte du devenir et de la transformation des substances sur des pas de temps plus longs. Il sera donc d'autant plus important de mieux suivre les produits de

dégradation majeurs et de renforcer les aspects d'échantillonnage et d'analyse des substances à des concentrations moindres au sein des différentes matrices du sol (phase solide, phase dissoute). Cela justifiera donc doublement le rapprochement avec des géochimistes, des spécialistes de la transformation des substances dans le sol et le sous sol ainsi qu'avec des chimistes analystes spécialistes des traces et ultra-traces. Un intérêt particulier devra être porté à l'évaluation de l'incertitude liée aux mesures.

2. Mieux cerner l'exposition des cours d'eau vis-à-vis des substances phytosanitaires :

Vers une meilleure représentativité spatio-temporelle ?

Nos travaux ont contribué à confirmer, en cohérence avec d'autres auteurs, la grande variabilité spatio-temporelle de la contamination des cours d'eau par les substances phytosanitaires au sein des petits bassins versants à écoulements superficiels. Les techniques d'échantillonnage ponctuel apparaissent limitées pour rendre compte de cette variabilité. Il est probable que ces conclusions soient à nuancer sur des bassins plus grands, marqués par une dynamique moins rapide. On peut cependant s'attendre à ce que les crues jouent également un rôle non négligeable dans les flux totaux et l'occurrence des concentrations les plus élevées, (Munaron, 2003 ; Gauroy, 2010). Quant aux techniques d'échantillonnage automatique asservi au temps (exposition moyenne) ou au volume passé (flux moyen), elles sont souvent lourdes et délicates à mettre en œuvre dans la mesure où une connaissance préliminaire des durées et intensités de crue est requise et où ces paramètres sont eux-mêmes variables dans le temps.

Il est donc encore délicat, notamment sur des bassins à réponse hydrologique rapide, de bien cerner l'évolution des niveaux d'exposition des cours d'eau aux substances phytosanitaires au cours du temps. Afin de progresser dans ce sens, nous avons souhaité, en collaboration avec d'autres équipes du Cemagref/Irstea (le Laboratoire d'Analyse des Milieux Aquatiques, l'équipe d'Ecologie Microbienne des Hydrosystèmes Anthropisés d'Irstea à Lyon et l'équipe Contaminants Anthropiques et Réponses des Milieux Aquatiques d'Irstea à Bordeaux), évaluer l'intérêt des techniques d'échantillonnage passifs pour mieux caractériser l'exposition à laquelle sont soumis les organismes aquatiques vis-à-vis des substances phytosanitaires. Ces techniques sont basées sur les mécanismes de diffusion des polluants du milieu aquatique vers la phase réceptrice du dispositif. Cette dernière peut être un liquide (SPMD) ou un adsorbant microporeux (POCIS) (Gorecki and Namiesnik 2002; Vrana, Allan et al. 2005). Elles permettent d'accumuler au cours du temps les micropolluants qui passent à leur voisinage. L'intérêt théorique de ces techniques est triple : i) permettre d'acquérir une information plus intégrée dans le temps, ii) augmenter les limites de quantification grâce à une pré-concentration directe sur la phase réceptrice des substances au fil de l'eau et en conséquence, iii) permettre de déceler des substances au transfert fugace (faibles concentrations et temps d'exposition court de l'ordre de quelques heures) difficilement quantifiées par les techniques classiques d'échantillonnage. C'est le cas en particulier des insecticides dont certains peuvent induire des effets même à très faible concentration. Ces capteurs passifs se différencient notamment de par la composition de la phase adsorbante qui influe à la fois sur la nature des substances piégées (selon leur niveau d'hydrophobicité) et sur les taux et les temps d'échantillonnage spécifiques de chaque capteur. Un objectif actuellement poursuivi consiste donc à évaluer la complémentarité de différents capteurs ou différentes phases, présentant des capacités et des cinétiques de piégeage distinctes, pour échantillonner une gamme de substances dans des conditions d'exposition variables (durée totale d'exposition, occurrence de pics de concentration à des dates et à des concentrations différentes, ...). Un intérêt particulier, au sein du consortium formé, sera ainsi porté à l'étude de la sensibilité, de la fiabilité et de la robustesse de la réponse de ces outils. Par ailleurs, leur étude est abordée

conjointement à des mesures de l'impact biologique afin de mieux cerner les grandeurs d'exposition susceptibles d'engendrer des effets sur divers organismes aquatiques.

Dans ce sens, j'ai participé ou participe actuellement aux projets suivants, en abordant plus spécifiquement les aspects liés à l'évaluation de la pression phytosanitaire et des transferts superficiels :

- Projet interne du Cemagref PESTEXPO « Évaluation de la qualité chimique et biologique des cours d'eau : pertinence, atouts, limites et domaine de validité d'un panel de méthodes d'échantillonnage in situ. »,
- Projet ANR POTOMAQ, « Potentiel Toxique dans les Milieux Aquatiques Continentaux : échantillonnage passif des pesticides et relations exposition/impacts sur les biofilms »,
- Action Onema « Evaluation et remédiation de l'effet des pesticides »,
- Projet Ecophyto « Développement d'outils et d'indicateurs pour mieux évaluer et gérer la chaîne pressions-impacts des pesticides sur les eaux de surface ».

Mieux prendre en compte l'influence des substances fixées sur les MES ?

La part, en terme de flux, des substances fixées sur les particules solides dans les cours d'eau est, a priori, surtout importante à évaluer sur les bassins versants soumis à une forte érosion (C.F. Point 1 ci-dessus). En revanche, les concentrations exprimées en ppm apparaissent en général nettement plus élevées sur les particules solides que dans la phase liquide, y compris pour les faibles charges en MES, ce qui pose la question de leur toxicité spécifique. On dispose cependant d'un nombre limité de données d'observation des concentrations de substances phytosanitaires particulières au niveau national. Il semble donc opportun de développer des recherches dans ce sens et de les compléter par des mesures biologiques visant à mieux cerner l'écotoxicité des substances adsorbées vis-à-vis des organismes aquatiques. Pour cela, il est essentiel d'associer des hydrologues, des chimistes environnementalistes et des biologistes.

Mieux cerner la contamination des cours d'eau par les substances phytosanitaires sous forme particulière impliquerait, avant tout, d'évaluer et, si besoin, améliorer les méthodes de suivi existantes. En effet :

- les méthodologies d'échantillonnage des MES ne sont pas forcément représentatives des transferts réels (forte dynamique temporelle difficile à cerner, tailles granulométriques pas forcément échantillonnées de façon équivalente) (travaux en cours Angot et al., 2012 sur les polluants organiques persistants et grands cours d'eau),
- les méthodes de partage de phases entre eau et matières en suspension mériteraient d'être mieux harmonisées et standardisées afin d'assurer la comparabilité des résultats (cela sera d'autant plus crucial pour permettre de réaliser des mesures harmonisées de contamination au sein de réseaux de surveillance à l'échelle nationale ou européenne). Le seuil de coupure doit être raisonné en fonction de l'objectif visé : étude de flux particulaire (des filtrations à 0,45 μm ou 0,7 μm sont le plus souvent utilisées) ou étude d'impact biologique. Ce dernier cas impliquerait un travail collaboratif avec des biologistes afin de définir, en fonction des organismes considérés (de leur mode de vie, de leur habitudes alimentaires, ...), les fractions particulières d'intérêt. Il pourra être pertinent, en particulier, de distinguer la phase dissoute vraie pouvant franchir les membranes cellulaires (< 1 nm) de la fraction colloïdale ou particulaire ne le pouvant pas, mais susceptibles toutefois d'être directement ingérées par les organismes. Dans ce cas, les techniques de séparation seront plus complexes et plus lourdes à mettre en œuvre (ultrafiltration) et seront plutôt limitées à des fins de recherche.
- des études d'évolution de la biodisponibilité des substances en fonction des conditions environnementales et au cours du temps seraient également utiles pour mieux cerner le risque associé à leur présence sous forme particulaire dans les cours d'eau.

Des travaux en collaboration forte avec le Laboratoire d'Analyse des Milieux Aquatiques d'Irstea ont été initiés pour quantifier les concentrations et flux de substances phytosanitaires associés aux MES sur le site Ardières-Morcille, dans le Beaujolais. Ils seraient cependant à renforcer et à articuler avec la problématique d'évaluation de l'impact associé.

Améliorer le choix des grandeurs chimiques visant à évaluer l'état des milieux aquatiques

Les seuils réglementaires de qualité des eaux pour les eaux de surface non destinées à la production d'eau potable relèvent essentiellement de la DCE dans sa définition des états chimiques (substances prioritaires, dont 9 substances phytosanitaires en cours de mise à jour avec ajout à l'étude de 15 substances supplémentaires dont 6 substances phytosanitaires) et écologiques (substances dites pertinentes qui sous-tendent la biologie et dont la liste est établie au niveau national). Des Normes de Qualité Environnementale ont été définies pour apprécier le risque à court terme (Concentration Maximale Admissible) et à long terme (Moyenne Annuelle) lié à ces substances. Si cette directive a permis une avancée importante dans la prise en compte de la qualité écologique des cours d'eau, on souligne toutefois certains écueils à éviter ou des limites à dépasser.

Tout d'abord, une question majeure est de savoir en quelle mesure les plans d'échantillonnage aujourd'hui mis en œuvre par les gestionnaires permettent d'accéder à ces deux grandeurs et avec quelle incertitude, en fonction de la dynamique des cours d'eau et de la fréquence d'échantillonnage. En définitive, peut-on définir quelle stratégie mettre en œuvre a minima pour accéder à une estimation acceptable des NQE-MA et NQE-CMA en fonction de grands types de fonctionnements hydro-chimiques ? Il est à noter que le développement des échantillonneurs passifs, dans la mesure où ils fournissent des concentrations intégrées, n'a pas pour objectif direct d'améliorer la détermination des NQE, basées sur des mesures « instantanées ». En revanche, ces outils pourraient aider à vérifier la représentativité temporelle de stratégies d'échantillonnage ponctuel.

Une autre interrogation réside dans la pertinence de ces grandeurs pour renseigner sur l'état écologique, notamment du fait qu'elles sont relatives à une évaluation mono-substance alors que l'on rencontre le plus souvent des mélanges d'un grand nombre de substances à faible concentration dans les milieux aquatiques. Il serait donc utile de pouvoir définir en complément un indicateur d'exposition chimique plus intégré et plus pertinent vis-à-vis des risques associés.

En ce sens le projet POTOMAC « Potentiel Toxique dans les Milieux Aquatiques Continentaux : échantillonnage passif des pesticides et relations exposition/impacts sur les biofilms », doit contribuer à apporter des éléments de connaissance sur l'effet des mélanges de substances chimiques à faible concentration dans les cours d'eau.

On rappelle, enfin, que les NQE-MA et NQE-CMA, dans leurs définitions mêmes, visent à assurer la protection, respectivement, contre les effets à long terme et les effets chroniques, et contre les effets écotoxiques directs et aigus, en évitant les conséquences graves d'expositions chroniques ou aiguës. Ce ne sont donc pas des grandeurs destinées à évaluer l'impact sur les écosystèmes des substances présentes dans les cours d'eau. Pour atteindre ce second objectif, il est nécessaire de faire le lien entre l'exposition subie et les effets résultant sur les écosystèmes aquatiques. C'est l'objet de la partie suivante.

3. Améliorer la compréhension et la représentation des relations pression-vulnérabilité-impact :

Du point de vue législatif, la Directive Cadre sur l'Eau impose aux Etats Membres de caractériser les pressions et les incidences des activités humaines sur les eaux souterraines et superficielles et de mettre en place des plans de gestion et des programmes de mesure afin d'atteindre un bon état des milieux aquatiques. Conjointement, le programme Ecophyto 2018 vise un objectif fort de limitation des usages en produits phytosanitaires afin de limiter la contamination. Toutefois, une approche qui serait uniquement basée sur cet objectif montre ses limites (Auber et al., 2011 ; Gouy et al., 2001) et il ressort que l'objectif ultime à poursuivre soit plutôt une réduction des risques associés. En conséquence, les acteurs et les gestionnaires expriment un besoin fort d'indicateurs pouvant relier la pression phytosanitaire et l'impact sur les masses d'eau aux niveaux local, régional et national, afin, notamment, de mieux orienter et évaluer les actions en terme de réduction de cet impact. Classiquement, le risque est considéré comme étant le produit de la probabilité d'exposition et du danger de la substance considérée.

En ce qui concerne le terme « d'exposition », nos travaux et une littérature croissante montrent bien que la contamination des masses d'eaux par les produits phytosanitaires est régie par des processus en interaction complexe et dépendant des caractéristiques, tant des pratiques agricoles, que du milieu physique et du climat. De ce fait, la contamination résultant d'un usage de produits phytosanitaires et l'impact associé sur les milieux aquatiques ne peuvent pas être déduits simplement des informations relatives aux seules natures de substances, quantités et fréquences d'application. En particulier, il est essentiel de prendre en compte la vulnérabilité du milieu aux transferts. L'échelle d'approche la plus pertinente pour aborder ces questions du point de vue des processus hydrologiques semble être le bassin versant qui est une entité hydrologique cohérente (au moins pour les écoulements de surface) et réunit un ensemble de pratiques au niveau des parcelles et d'aménagements de l'espace inter-parcellaire (chemins de l'eau, zones tampons).

Un certain nombre d'outils ont été développés ces dernières années pour tenter de prendre en compte, de manière plus ou moins élaborée, les principaux paramètres et facteurs contrôlant la contamination des eaux de surface. Parmi ces derniers figurent des modèles mathématiques, souvent complexes et plutôt réservés à des objectifs méthodologiques et de développement de connaissances (Carlier et al., 2004 ; Moussa et al., 2007 ; Luo et al., 2009). Parallèlement, et dans une visée plus opérationnelle, des méthodes simplifiées à base d'indicateurs ont également vu le jour (Devillers et al., 2005 ; projet GUIDE ONEMA/INRA). L'émergence plus récente de métamodèles et d'indicateurs intégrant de plus en plus de processus contribue à l'abolition de cette typologie d'outils. Cependant, malgré les récentes avancées dans ce domaine (Tortrat 2005 ; Dubus et al., 2007; Trepos, 2008), on ne peut encore conclure sur l'efficacité de telles méthodes pour mieux cerner les relations pression-impact des produits phytosanitaires au sein des cours d'eau. De fait, un certain nombre de difficultés émergent dès lors que l'on aborde l'échelle du bassin versant.

Evaluer le potentiel de transfert des produits phytosanitaires à cette échelle implique notamment :

- une intégration spatio-temporelle pertinente qui rende compte de la variabilité du milieu, du pouvoir plus ou moins marqué d'atténuation du transfert par les éléments de connexion (bandes enherbées, fossés,...) et finalement, de l'effet d'échelle (rendre compte de la dilution, des temps et des taux de transfert des produits phytosanitaires quittant les parcelles),

- de considérer non seulement les transferts de produits phytosanitaires via les écoulements rapides de surface, mais aussi via les écoulements de sub-surface ainsi que les interactions avec les nappes perchées aux échelles intermédiaires,
- de considérer les résultats non pas sous la forme d'une valeur discrète mais sous une forme statistique, afin de couvrir la gamme de variabilité du terrain et rendre compte du caractère aléatoire des événements pluvieux,
- d'être en mesure de minimiser les incertitudes liées aux résultats et de les évaluer afin de permettre la prise de décision,
- de disposer de données d'observation en qualité et en nombre suffisant pour à la fois paramétrer correctement les outils et en confronter les résultats avec des grandeurs mesurées. Cela concerne les données sur les caractéristiques du milieu et du climat mais également les informations sur les cultures et les pratiques agricoles.

Par ailleurs, le développement d'outils qui puissent véritablement avoir une portée opérationnelle implique de prendre en compte un certain nombre de contraintes spécifiques. D'une étude menée par Envilys et l'UMR LISAH (INRA, IRD, SUPAGRO), Fovet, (2007), il ressort plusieurs besoins exprimés par les acteurs pour le développement de l'outil idéal :

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

Répondre à ces attentes s'avère donc encore relativement délicat à l'échelle du bassin versant. Pour aller jusqu'à des outils d'évaluation de risque, il est nécessaire de réaliser la connexion entre les modèles ou approches de transfert et les modèles ou approches d'évaluation de l'effet associé.

En ce qui concerne l'évaluation de l'effet des substances actives sur les milieux aquatiques, on peut également soulever certaines limites des outils existants à l'échelle du bassin versant. Le plus souvent, les approches sont basées sur le ratio Toxicité/Exposition (Toxicity Exposure Ratio³) qui utilise les valeurs de CL50 et CE50 pour évaluer l'impact lié aux substances phytosanitaires. Or, les études écotoxicologiques à l'origine de ces grandeurs sont le plus souvent effectuées en laboratoire ou mésocosmes dans des conditions éloignées des conditions naturelles :

- elles sont réalisées pour des expositions à concentration constante sur une période rarement inférieure à la journée, alors que la contamination au sein d'un cours d'eau est marquée par une dynamique spatiale et temporelle souvent importante (alternance de périodes de pics de courte durée et de concentrations nettement plus faibles mais plus continues),

³ rapport de la concentration d'effet et de la concentration prévisible dans l'eau

- ce sont surtout les risques à court terme qui sont étudiés et moins les effets sub-létaux,
- elles ne peuvent pas prendre en compte tous les paramètres du milieu et, notamment, les interactions entre espèces.
- les tests s'intéressent rarement à plusieurs molécules en même temps et ne donnent donc pas de réponse quant aux effets cumulés ou synergiques des produits. Les interactions entre différentes molécules ou encore leurs produits de dégradation peuvent pourtant induire une pollution secondaire dont les effets sont peu connus.

Si ces informations sont utiles dans un objectif de classement de substances ou, à un niveau grossier, de situations, elles ne sont pas suffisantes pour cerner l'impact réel des substances au sein des milieux aquatiques et orienter suffisamment finement les actions correctives ou de restauration. Pour cela, il semble crucial de mener des études de terrain combinées à des études en pilote pour faciliter l'interprétation des résultats (limitation des facteurs de confusion, test d'hypothèses, ...) (Gouy et al., 2010).

Un renforcement des travaux inter-disciplinaires semble donc utile, notamment, pour essayer de mieux cerner les grandeurs d'effet les plus pertinentes à considérer au sein des cours d'eau à l'échelle du bassin versant et faciliter le lien avec les modèles de transfert à cette échelle. Afin de progresser dans ce sens, des recherches sont en cours au sein de l'équipe Pollutions Diffuses en collaboration avec d'autres équipes d'Irstea (Lyon, Montpellier, Clermont Ferrand, Bordeaux) ou du pôle Onema/Irstea sur l'Hydroécologie des cours d'eau, et avec d'autres organismes de recherche (INRA de Grignon, de Rennes et de Montpellier notamment).

Parmi les réflexions actuelles, on peut citer le développement d'outils d'évaluation des transferts et de l'exposition (modèles, indicateurs) qui permettent de mieux faire le lien entre l'utilisation des produits phytosanitaires sur de petits bassins agricoles et la contamination associée au sein des cours d'eau, en prenant en compte, d'une part, la distribution spatiale des sols et des cultures et, d'autre part, l'influence des éléments du paysage (bandes enherbées, fossés, ...) sur les transferts. Les pistes développées sont diverses et correspondent à des niveaux d'approches différents mais complémentaires : du modèle hydrologique spatialisé encore essentiellement tourné vers l'acquisition de connaissances et le test d'hypothèses, à des méthodes plus opérationnelles à base d'indicateurs, en passant par une approche mixte combinant le recours à la modélisation du transfert des substances à l'échelle des parcelles agricoles, à la modélisation des transferts d'eau à l'échelle du bassin versant et à des indicateurs d'atténuation des transferts de substances phytosanitaires au sein des éléments du paysage. Les méthodes classiques basées sur la prise en considération de la mobilité et de l'effet de substances prises individuellement selon un scénario agro-pédo-climatique donné semblent en particulier limitées pour évaluer le risque lié aux produits phytosanitaires à l'échelle d'un bassin versant et il serait plus opportun de développer des modèles, ou des méthodes de leur mise en œuvre, qui permettent de mieux rendre compte de la variabilité spatio-temporelle des caractéristiques du milieu, des pratiques agricoles, de l'aménagement du paysage et des substances, via une approche statistique ou probabiliste, par exemple.

Dans ce sens, il est envisagé d'analyser et exploiter les résultats des modèles ou indicateurs utilisés selon une approche qui facilite leur croisement avec les impacts associés : fréquence de dépassement de concentrations seuils sur une durée définie, par exemple. Le regroupement judicieux des substances (en fonction de classes de mobilité et de toxicité ?) est également en cours de réflexion afin de tendre vers une approche globale du risque lié à l'usage de divers produits phytosanitaires sur un bassin versant. Au delà du rapprochement des résultats d'exposition estimée avec les grandeurs classiques d'écotoxicité des substances citées plus haut, on souhaite les confronter à des résultats de mesure d'effet *in situ* (bio-indicateurs

existants ou en cours de développement au sein des équipes de biologistes du Cemagref-Irstea et en collaboration externe (INRA de Rennes, Université de Bordeaux).

Parallèlement, il nous a semblé utile d'initier l'élaboration d'une méthode de typologie des hydro-agrosystèmes basées sur l'identification de fonctionnements hydrologiques similaires (en termes de processus dominants), l'ambition étant d'évaluer en quelle mesure cette approche peut i) faciliter la transposition des modélisations et indicateurs mis en œuvre sur des sites instrumentés bien connus à des sites similaires où on dispose de moins de données, ii) concourir au développement de méthodologies harmonisées pour le diagnostic de la vulnérabilité aux transferts de différents milieux et l'évaluation de l'impact associé et iii) aider à l'identification de types d'actions correctives similaires pour chaque type.

La volonté de progresser vers un plus grand réalisme implique toutefois, d'une part, de pouvoir disposer des informations nécessaires pour la mise en œuvre des modèles et des indicateurs, et, d'autre part, de porter une attention accrue à l'évaluation de la sensibilité des résultats et aux incertitudes associées.

J'insiste sur le fait que ces travaux sont le fruit d'une implication collective des membres de mon équipe de recherche et d'autres équipes d'Irstea et d'autres organismes : j'interviens pour ma part plus particulièrement dans l'acquisition de données d'observation sur la Morcille, la mise en œuvre de la modélisation à l'échelle de la parcelle agricole, la réflexion pour l'élaboration d'un système d'information environnemental et pour la mise en place de la typologie de milieux.

Les projets suivants, menés en collaborations internes et externes doivent contribuer à avancer dans ce sens :

- Miriphyque (APR « Pesticides 2009 ») : « Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque » collaborations multiples ... »
- Thèse à démarrer, à Arvalis « Détermination et amélioration des formalismes de modélisation du transfert des produits phytosanitaires dans des contextes agro-pédoclimatiques variés. Identification des facteurs dominants et formulation de recommandations d'usage des produits » encadrée par Nadia Carluer, dont j'assurerai la direction.
- Projet dans le cadre du programme de recherche Ecophyto « Développement d'outils et d'indicateurs pour mieux évaluer et gérer la chaîne pressions-impacts des produits phytosanitaires sur les eaux de surface ».
- Projets POTOMAC et Ecophyto évoqués plus haut.

Enfin, les aspects socio-économiques apparaissent également comme importants à mieux prendre en compte, en particulier, au niveau de cette problématique de développement d'outils pression-impact et de solutions correctives. Dans l'idéal, ils devraient être considérés dès l'élaboration des questions de recherche de l'équipe afin d'en vérifier la pertinence en vue d'une application finalisée. Par exemple, ces aspects sont indispensables à considérer pour élaborer des scénarios d'évolution des pratiques et des paysages réalistes, ainsi que pour faciliter l'appropriation ultérieure des connaissances et des outils élaborés. Dans ce sens une réflexion a été initiée avec la Maison du Fleuve Rhône afin d'évaluer l'apport de l'anthropologie et de la sociologie pour l'identification des freins et des leviers aux changements de pratiques et à la mise en œuvre d'aménagements du paysage (Projet Accord Cadre ZABR-Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse « Pesticides et changements de pratiques en milieu viticole : freins, leviers et impacts. »).

4. Incidence du changement climatique

Pour finir, il me semblait important d'élargir également la réflexion à des aspects encore insuffisamment abordés dans mes travaux ou ceux de mon équipe de recherche qui concernent la prise en compte de l'influence possible du changement climatique sur le risque de contamination et l'impact liés aux produits phytosanitaires ; il conviendrait, en particulier, d'évaluer en quelle mesure les outils et approches actuelles de l'équipe seraient à adapter. Les quelques études qui abordent ces aspects (par exemple Kattwinkel et al., 2011 ; Bloomfield et al., 2006) mettent l'accent sur le fait que :

- les effets directs possibles sur le transfert sont difficiles à estimer du fait des incertitudes associées à la prévision de changement elle-même et du fait que ces effets peuvent être contradictoires. En effet, des changements dans la saisonnalité et la fréquence des pluies peuvent être à l'origine d'une diminution de l'occurrence des événements printaniers et hivernaux, mais également à l'origine d'une augmentation de leur intensité. L'augmentation des températures peut être à l'origine d'une augmentation de la dégradation biologique des substances mais à condition que l'humidité du sol soit suffisante, ...
- les auteurs s'accordent sur le fait que, sur le long terme, les modifications majeures seront plutôt associées à des effets indirects liés à l'évolution de l'affectation d'occupation des sols, de la nature des cultures et aux changements de pratiques associés ainsi qu'au fait que la pression des nuisibles risque d'être plus importante (favorisée par l'augmentation des températures et la diffusion plus rapide des insectes et maladies).

Ces réflexions confortent l'intérêt de développer des modèles hydrologiques spatialisés suffisamment modulaires pour prendre en compte l'influence de scénarios variés de répartition spatiale des cultures, des pratiques agricoles et du climat sur les transferts. Il serait également utile, pour aborder véritablement l'influence du changement climatique, de pouvoir disposer de scénarios suffisamment précis d'évolution météorologique, d'évolution d'occupation du sol, de croissance des cultures et de changement de pratiques en fonction de l'évolution de la pression des nuisibles prévue. Cela impliquerait, donc, de travailler en collaboration plus étroite avec les organismes en charge de ces études.

Conjointement à l'objectif de limitation des contaminations de l'eau, il deviendra encore plus crucial de considérer l'objectif de sa gestion quantitative équilibrée, afin de concilier les besoins en terme de production d'eau potable de qualité, d'irrigation et de préservation des écosystèmes aquatiques. En particulier, en ce qui concerne les aménagements correctifs, il sera important d'évaluer le rôle des zones tampons de façon plus globale en considérant l'ensemble de leurs fonctions potentielles de réduction de la contamination chimique et de l'érosion, d'atténuation des crues mais également de leur effet possible sur les étiages.

Un autre point à considérer en parallèle par les biologistes, pour adapter la relation pression-impact, sera l'étude de l'influence du changement climatique sur la sensibilité des écosystèmes aux contaminations et sur leur capacité à résister ou à s'adapter ... Devra finalement être estimée leur aptitude à maintenir leurs fonctions essentielles et, en particulier, à remplir les services éco-systémiques associés. Les collaborations pluri-disciplinaires développées précédemment seront donc à renforcer et à orienter dans ce sens, ... voire à élargir au niveau international dans le cadre, par exemple, de réseaux existants au niveau européen (Peer, Euraqua), ce que les besoins de la DCE justifient largement.

IV. Références bibliographiques

- Adamiade V. 2004. Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Thèse Université Pierre et Marie Curie, Spécialité Géosciences et Ressources Naturelles, Paris VI – Cemagref de Lyon. 237 p.
- Afyuni M. M., Wagger M. G. et Leidy R.B., 1997. Runoff of two sulfonylurea herbicides in relation to tillage system and rainfall intensity. *J. Environ. Qual.* 26 :1318-1326.
- Ahuja, L.R., Lehman O.R. and Sharpley A.N., 1983. Bromide and phosphate in runoff water from shaped and cloddy soil surfaces. *Soil Science Society of America*, (47): 746-748.
- Alletto L., Coquet Y., Benoit P., Heddadj D., Barriuso E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30 (2010) 367–400.
- Andrieux P., Louchart X., Negro S., Cambon B., Voltz M., 1997. Influence des pratiques d'entretien du sol viticole sur les transferts de glyphosate et d'AMPA par ruissellement. Trois années d'expérimentation. AFPP – Vingtème Conférence du COLUMA, Journées Internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dijon, 11 et 12 décembre 2007. 7 p.
- Angot, H. ; Launay, M. ; Roux, L. ; Le Coz, J. ; Coquery, M., 2012. Factors influencing the quality of river monitoring data used for environmental risk assessment of particulate/hydrophobic chemicals. 6th SETAC World Congress 2012 and SETAC Europe 22nd Annual Meeting, Berlin, DEU, 20/05/2012.
- Arora, K., Mickelson S.K., Helmers M.J. and Baker J.L., 2010. Review of Pesticide Retention Processes Occurring in Buffer Strips Receiving Agricultural Runoff. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 46(3):618-647.
- Asman W., Jorgensen A., Jensen P.K., 2003. Dry deposition and spray drift of pesticides to nearby water bodies. *Danish Environmental Protection Agency Pesticide Research* , 66, 171 pp.
- Auber A.; M. Roucaute; A. Togola; Th. Caquet. 2011. Structural and functional effects of conventional and low pesticide input crop-protection programs on benthic macroinvertebrate communities in outdoor pond mesocosms. *Ecotoxicology* 20:2042-55.
- Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France).
- Auerswald K. et Haider J., 1996. Runoff Curve Numbers for Small Grain Under German Cropping Conditions. *Journal of Environmental Management* (47): 223–228.
- Bach, M., Huber, A., Frede, H.-G., 2001. Input pathways and river load of pesticides in Germany—a national scale modeling assessment. *Water Sci. Technol.* 43 (5): 261–268.
- Bados P., Margoum C., Chambelland C., Coquery M., 2011. Développement et validation d'une méthode de dosage de pesticides dans les matières en suspension. Actes du XXXIème congrès du Groupe Français des Pesticides, Orléans, 25-27 mai 2011.
- Baker J.-L., Laflen J. M. et Johnson H.-P., 1978. Effect of tillage systems on runoff losses of herbicides, a rainfall simulation study. *Transactions of the ASAE*, 21 (5): 886-892.
- Baker J.-L., Johnson H.-P., 1979. The effect of tillage systems on pesticides in runoff from small watersheds. *Transactions of the ASAE*, 22: 554-559.
- Baker, J.L., Mickelson S.K. , Hatfield J.L., Fawcett S.R., Hoffman D.W., Franti T.G., Peters C.J. and Tierney D.P., 1995. Reducing Herbicide Runoff – Role of Best Management Practices. In: Brighton Crop Protection Conference – Weeds. BCPC Publications, Farnham, England, pp. 479-487.
- Baldwin, F.L., Santelmann, P.W. and Davidson, J.M., 1975. Movement of Fluometuron across and through the soil. *J. Environ. Qual.*, 4 (2): 191-194.
- Barriuso E., Calvet R., Schiavon M. et Soulas G. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols : Transformations et disipation. *Etude et Gestion des Sols*, 3-4, 279-296.
- Barriuso E., Benoit P., Dignac M.-F., 2004. Rôle des résidus liés dans le devenir des produits xénobiotiques. *Académie d'Agriculture de France*, pp. 1-10.
- Belamie R., Collet M. et Giroud S. 1988. Les pesticides en agriculture : quantités utilisées et contamination des milieux aquatiques. *Océanis*, vol. 14, (6): 681-690.

- Belamie R., Gouy V. 1992. Introduction des polluants dans le milieu fluvial sous l'angle du ruissellement des sols. *Océanis*, 18(5) : 505-521.
- Belamie R., Gouy V. 1994. Transfert vers les eaux superficielles : compréhension des mécanismes et modèle de prévision. *ADALIA-Bulletin d'information technique Club Protection Raisonée*, 26 : 7-13.
- Beltman W.H.J. and Adriaanse P.I., 1999. User manual TOXSWA 1.2, simulation of pesticide fate in small surface water. Technical report 54.doc, WSC Wageningen.
- Bennett E. R., Moore M. T., Cooper C. M., Smith S., Shields F. D., Drouillard K. G. and Schulz R. 2005. Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid-associated runoff, *Environ. Toxicol. Chem.*, 24, 2121–2127.
- Benoit P. 1994. Rôle de la nature de la matière organique dans la stabilisation des résidus de polluants organiques dans les sols. Thèse INRA-INA Paris Grignon. 194 p. + annexes.
- Benoit P., Barriuso E., Vidon P., Real B., 1999. Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. *J. Environ. Qual.*, 28, 121-129.
- Benoit P., Barriuso E., Vidon P., Réal B. 2000. Isoproturon movement and dissipation in undisturbed soil cores from a grassed buffer strip. *Agronomie* 20: 297–307.
- Benoit P., Souiller C., Madrigal I., Pot V., Réal B., Coquet Y., Margoum C., Laillet B., Dutertre A., Gril J.J. et Barriuso E. 2003. Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole. Cas des pesticides. *Étude et Gestion des Sols*, Volume 10, 4: 299-312.
- Bloomfield J.P., Williams R.J., Goody D.C., Cape J.N. Et Guha P., 2006. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater – a UK perspective. *Science of the Total Environment* 369 : 163-177.
- Boivin A., Margoum C., Guillemain C., Ball N., Gouy V. 2007-a. Évolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée. XXXVII^e congrès du Groupe Français des Pesticides, Bordeaux, 21-23 mai 2007.
- Boivin A., Lacas J.G., Carluer N., Margoum C., Gril J.-J., Gouy V-b. 2007. Pesticide leaching potential through the soil of a buffer strip in the river Morcille catchment (beaujolais). XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health, Piacenza, Italie, 3-6 septembre 2007.
- Bollmohr S., van den Brink P.J., Wade P.W., Day J.A., Schulz R., 2009. Spatial and temporal variability in particle-bound pesticide exposure and their effects on benthic community structure in a temporarily open estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82 : 50–60.
- Bosch D.D., Hubbard R.K., West L.T. et Lowrance R.R., 1994. Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. *Trans. of the ASAE*, vol. 37 (6): 1783-1790.
- Bosch D.D, Hubbard R. K., Leonard R. A. et Hicks D. W., 1999. Tracer studies of subsurface flow patterns in a sandy loam profile. *Transactions of the ASAE*, vol. 42(2): 337-349.
- Boutron O. 2009. Etude de l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert des produits phytosanitaires dans les fossés agricoles : approches expérimentale et numérique. Thèse Cemagref – Université Claude Bernard, IRCE, Lyon 1. 273 p.
- Boutron O., Gouy V., Touze-Foltz N., Benoit P., Chovelon J.M., Margoum C. 2009. Geotextile fibres retention properties to prevent surface water nonpoint contamination by pesticides in agricultural areas. *Geotextiles and Geomembranes*, 27 : 254–261.
- Boutron O., Margoum C., Chovelon J.M., Guillemain C. and Gouy V. 2010. Laboratory studies of the adsorption of two pesticides using a batch design and an experimental flume: influence of contact conditions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. Vol. 90, Issue 3-6 : 286-298.
- Boutron O., C. Margoum, J.-M. Chovelon, C. Guillemain, V. Gouy, 2011. Effect of the submergence, the bed form geometry and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches. *Water Resources Research*. Vol. 47, W08505, doi:10.1029/2011WR010378.
- Branger F., 2003. Modélisation de l'influence d'une fosse en travers de la pente sur les écoulements. Conséquences sur le transfert de solutés. Mémoire de DEA, Université Paris VI.
- Calvet R., Barriuso E., Bedos C., Benoit P., Charnay M.P., Coquet Y., 2005. Les pesticides dans le sol: Conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole, Paris, 637 p.

- Carluer N. 2004 : Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface. Rapport final. Programme Pesticides du MEDD (subvention n° 01106 du 23 mars 2001) : 120 p.
- Carluer, N., et de Marsily G., 2004. Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology*, 285, 1-4:76-95.
- Chamel A. (1997). La cuticule des plantes. Rôle dans les transferts de produits phytosanitaires dans l'environnement. *Phytoma*, (491): 11-15.
- Chaplain V., Barriuso E., Dur J.C. and Vergnet C. (2001). Influence of the formulation on the sorption and the mobility of diuron in soils. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 66: 664-670.
- Charnay L., 1998. Etude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés : rôle des sédiments. DEA « Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique », Université Claude Bernard de Lyon - Ecole Supérieure de Chimie Physique Electronique de Lyon.
- Clémot J.P., 1990. Etude hydrobiologique d'un sous-bassin versant de l'Ardières dans le Beaujolais : la Morcille. Impacts des micropolluants d'origine agricole sur la faune d'invertébrés aquatiques. Université Claude-Bernard, Cemagref.
- Coats J.R., Symonik D.M., Bradbury S.P., Dyer S.D., Timson L.K. And Atchison G.J. 1989. Toxicology of synthetic pyrethroids in aquatic organisms: an overview. *Environ. Toxicol. Chem.*: 671-679.
- Cold, A. et Forbes V.E., 2004. Consequences of a short pulse of pesticide exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. *Aquatic Toxicology* 67(3): 287-299.
- Cooper C. M., Moore M. T., Bennett E. R., Smith S., Farris J. L., Milam C. D. and Shields F. D. 2004. Innovative uses of vegetated drainage ditches for reducing agricultural runoff, *Water Sci. Technol.*, 49: 117-123.
- Courbis C., 2006. Evaluation du risque de transfert des pesticides dans le ruissellement : étude comparative de deux modèles (le GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) et le RZWQM (Root Zone Water Quality Model) développés par le US Department of Agriculture. Rapport de fin d'étude Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement, Strasbourg.
- Crum, S.J.H., Aalderink, G.H. and Brock, T.C.M., 1998. Fate of the herbicide linuron in outdoor experimental ditches. *Chemosphere*, 36(10): 2175-2190.
- Dabrowski J. M., Peall S.K. C., Reinecke A. J., Liess M. and Schulz R. 2002. Runoff-related pesticide input into the Lourens River, South Africa: basic data for exposure assessment and risk mitigation at the catchment scale. *Water, Air, and Soil Pollution* 135: 265–283.
- Dabrowski J. M., Bennett E. R., Bollen A. and Schulz R. 2005. Mitigation of azinphos-methyl in a vegetated stream: Comparison of runoff and spray-drift, *Chemosphere*, 62, 204–212.
- Dages C, 2002. Adaptation de la simulation de ruissellement pour évaluer les transferts via la surface au sein d'une bande enherbée. Mémoire DDA ENSAM-Cemagref.
- Dagès C., 2003. Etude et modélisation des échanges nappe-fossé dans un contexte méditerranéen. DEA « Science de l'eau dans l'environnement continental », Université Montpellier II, 78 p.
- Dao T.H. 1991. Field decay of wheat straw and its effects on metribuzin and s-ethyl metribuzin sorption and elution from crop residues. *Journal of environmental quality*, (20): 203-208.
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Keichinger O., Rivière J.L., Soulas G. (2005) « Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides », Ouvrage collectif. Lavoisier Editions, 278 p.
- Dierksmeier G., Martinez K., Ricardo C., Garcia M., Orta L., Moreno P. and B. S. 2002. Behaviour of pesticides in a water/sediment system under laboratory and field conditions. *Environmental Technology*, 23: 1303-1307.
- Domange N., 2005. Etude conjointe des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Alsace). Mémoire de thèse. ENGEES-CEVH-ULP Strasbourg.
- Domange N. Grégoire C., Gouy V., Trémolières M. 2006. Fonctionnement hydrochimique d'un bassin versant – Cas des pesticides sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin). Ouvrage spécial

- suite au 35^{ème} congrès du Groupe Français des Pesticides en mai 2005. Edition des Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, référencées par Lavoisier, CD-ROM.
- Dorigo U., Leboulanger C., Bérard A., Bouchez A., Humbert JF., Montuelle B., 2007. Lotic biofilm community structure and tolerance along a pesticide contamination gradient in a vineyard area. *Aquatic Microbial Ecology*. 50, 91-102.
- Dousset S., Thévenot M., Schrack D., Gouy V., Carlier N. 2010. Effect of grass cover on water and pesticides transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). *Environmental Pollution*, 158 : 2446-2453.
- Dubus, I.G., G. Azimonti, M. Bach, E. Barriuso, G. Bidoglio, F. Bouraoui, W. Fialkiewicz, H.J. Fowler, O. Francois, A. Hojberg, J.M. Hollis, N.J. Jarvis, I. Kajewski, J. Kjaer, K. Lewis, F. Lobnik, P. Lolos, B.T. Nolan, B. Real, S. Reichenberger, F. Stenemo, M. Suhadolc, N. Surdyk, et E. Vavoulidou-Theodorou, 2007. Developing tools for pesticide risk assessment and management at three different scales in Europe: the FOOTPRINT project. XIII Symposium Pesticide Chemistry-Environment Fate and Ecological Effects. Piacenza, Italy. A. A. M. Del Re, Capri, E., Fragoulis, G., Trevisan, M., La Goliardica Pavese.966-973.
- Durand A.L., 2006. Evaluation du comportement des pesticides dans deux cours d'eau d'un bassin versant viticole et étude de leur adsorption sur les biofilms. Master professionnel de Chimie et Biologie Végétales. Université Claude Bernard Lyon 1. 36 p. + annexes.
- Dur J.C., Gouy V., Calvet R., Belamie R., Chaplain V. 1998. Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide runoff measured under controlled conditions. *Comptes-rendus de l'Académie des sciences Paris, Sciences de la terre et des planètes - Earth and Planetary Sciences*, 327 : 405-411.
- Elliott, A.H., 1990. Transfert of solutes into and out of streambeds. PhD Report, California Institute of Technology, Pasadena, California, USA / Report KH-R-52, U.S.Geological Survey. 275 pp.
- Elliott, A.H. and Brooks, N.H., 1997a. Transfer of nonsorbing solutes to a streambed with bed forms: Laboratory experiments. *Water Resources Research*, 33(1): 137-151.
- Elliott, A.H. and Brooks, N.H., 1997b. Transfer of nonsorbing solutes to a streambed with bed forms: Theory. *Water Resources Research*, 33(1): 123-136.
- Eylers, H., 1994. Transport of adsorbing metal ions between stream water and sediment bed in a laboratory flume. PhD Report, California Institute of Technology, Pasadena, California, USA / Report KH-R-56, US National Science Foundation, Washington DC. 174 pp.
- Fawcett R.S., Christensen B.R., Tierney D.P. 1994. The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: a review and analysis, *J. Soil Water Conserv.* 49, 126-135.
- Forbes, V.E., Cold, A., 2005. Effects of the pyrethroid esfenvalerate on life-cycle traits and population dynamics of *Chironomus riparius*-Importance of exposure scenario. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(1), 78-86.
- Fovet, O., 2007. Définition d'un outil consensuel pour la gestion des pollutions diffuses par les pesticides à l'échelle de petits bassins versants agricoles. Mémoire de fin d'études du diplôme Agronomie Approfondie. SUPAGRO Montpellier, Montpellier.
- Fuhremann T.W., Lichtenstein E.P., 1978. Release of soil-bound methyl 14C parathion residues and their uptake by earthworms and oat plants. *J. Agri. Food Chem.*, 26, 605-609.
- Gaillardon P. 1996 Influence of soil moisture on long-term sorption of diuron and isoproturon by soil. *Pesticide Science* 47: 347-354.
- Gaillardon P., 1997. Desorption of diuron and isoproturon from undispersed clay loam soil. *Pestic. Sci.* 1997, 51: 185-193.
- Gaillardon P., Gaudry J. C. et Calvet R. 1983. Effet des matières organiques ajoutées au sol sur l'adsorption des herbicides. Influence de la composition des matières organiques, *Weed Research*, vol 23 pp 333-338.
- Gaillardon, P. & Dur, J. C., 1995. Influence of soil moisture on short-term adsorption of diuron and isoproturon by soil. *Pestic. Sci.*, 45: 297-303.
- Garon-Boucher C., 1998. Rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain. DEA « Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique », Université Claude Bernard de Lyon.
- Gauroy C., 2010 . Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux de surface : Interprétation des données, rapport.

- Geffard O., Xuereb B., et al. 2010. Ovarian cycle and embryonic development in *Gammarus fossarum*: Application for reproductive toxicity assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(10): 2249-2259.
- Ghadiri H. and Rose C.W., 1993. Water erosion processes and the enrichment of sorbed pesticides. Part 2 : enrichment under rainfall dominated erosion process. *Journal of Environmental Management* 37: 37-50.
- Gorecki, T., Namiesnik, J., 2002. Passive sampling. *TrAC-Trend Anal. Chem.*, 21(4), 276-291.
- Gouy V., 1993. Modélisation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles. Thèse de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (ULP) - Cemagref de Lyon. 350 p.
- Gouy V. 2001. Diagnostic des voies de circulation superficielles des produits phytosanitaires sur le bassin versant de la Morcille (Beaujolais) et confrontation avec les diagnostic parcellaire et d'exploitation relatifs aux usages et pratiques. Mené en collaboration avec le Comité de Développement du Beaujolais (Chambre d'Agriculture du Rhône). Rapport CROPPP 2001, 51 p + annexes.
- Gouy V., Belamie R. 1993. Using the CREAMS pesticides transfer sub-model at a rainfall simulation scale. *Water science and technology*, 28 (3-5) : 679-683.
- Gouy V., Dur J.C., Calvet R., Belamie R., Chaplain V. 1999. Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide run-off from soil using simulated rainfall. *Pesticide science*, 55 : 175-182.
- Gouy V., Garon-Boucher C., Lailler B., Gril J.J. 2000-a. Study of pesticide distribution in run-off by means of rainfall simulation at the plot scale. INRA, Paris. Dans : *Pesticide-soil interactions: some current research methods. Synthèse dans le cadre du COST 66*. Ed. Cornejo, Jamet, pp. 323-328.
- Gouy V., Massé J., Réal B., Dubernet J.F. 2000-b. Transfert des produits phytosanitaires : expérimentation en milieu naturel. *Pesticide transfer : Experimentation in natural environment Hydrogéologie*, 1 : 57-65.
- Gouy V. et Gril J.-J. 2001. Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives. *Ingénieries EAT, numéro spécial Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives* : 55-66.
- Gouy V. et Carluier N. 2002. Transfert vers les eaux de surface : de la parcelle au bassin versant. Dans *Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement. Les cahiers des clubs CRIN. Club CRIN "Environnement et Société"*. Association ECRIN Echange et Coordination Recherche – Industrie, 32 Bd de Vaugirard, 75015 Paris, pp. 114-135.
- Gouy V. et Roulier J.-L. 2003-a. Partage eau-sédiment des micropolluants. Dans : *Qualité et Gestion des sédiments d'eau douce, éléments physico-chimiques et biologiques*. Coordinateur : Bernard Montuelle. Cemagref Editions, pp. 193-222.
- Gouy V., Williams, R., Adriaanse P. 2003-b. Modélisation du transfert des pesticides dans les fossés agricoles, Rapport pour le DEFRA (RU) (projet commun avec le CEH et ALTERRA), 28 pages.
- Gouy, V. et C. Nivon, 2007, Caractérisation et suivi de la qualité des eaux sur le bassin versant de la Morcille sur la période 2001-2006. Rapport d'étude final, Cemagref, Chambre d'agriculture du Rhône dans le cadre du projet « Qualité des Eaux en Beaujolais Viticole », validé par la Cellule Régionale d'Observation et de Prévention de la Pollution par les Pesticides et financé par l'Agence de l'eau RM et C, 59 p.
- Gouy V., Gril J.-J., Lacas J.-G., Boivin A. et Carluier 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, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux* : 49-63.
- Gouy V., Bérard A., Bouchez A., Carluier N., Charles S., Chaumot A., Coquery M., Garric J., Geffard O., Gos P., Lopes C., Margoum C., Montuelle B., Rabiet M. et Tlili A. 2010. Déterminisme de l'impact des pesticides en cours d'eau : influence de l'exposition sur les effets biologiques. Colloque de restitution du programme national Ecosphère Continentale et côtière, Cycles hydro-biogéochimiques, transferts et impact écotoxicologique, Toulouse, 23-25 nov. 2010.

- Grégoire C., Elsaesser D., Huguenot D., Lange J., Lebeau T., Merli A., Mose R., Passeport E., Payraudeau S., Schütz T., Schulz R., Tapia-Padilla G., Tournebize J., Trevisan M., Wanko A. 2009. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Environ Chem Lett.*, 7:205–231.
- Grellier N., 2002. Etude et modélisation des transferts entre un écoulement à surface libre et la proche sub-surface d'un sédiment. Rapport de fin d'étude INSA Toulouse.
- Gril J.J., Gouy V., Carluer N. 1999. Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires, de la parcelle au bassin versant. *La Houille blanche*, 5 : 76-80.
- Gril J.J. et Dorioz J.M. 2004. Des bassins versants de recherche aux bassins opérationnels : quels bassins versants pour connaître et maîtriser les pollutions diffuses agricoles ? *Ingénieries n°39*, pp: 3-16.
- Guimont S., Perrin-Ganier C., Réal B., Schiavon M., 2005. Effect of soil moisture and treatment volume on bentazone mobility in soil. *Agronomy for Sustainable Development.*, 25: 323-329.
- Gutierrez A., Baran N., 2009. Long-term transfer of diffuse pollution at catchment scale: Respective roles of soil, and the unsaturated and saturated zones (Bréville, France). *Journal of Hydrology* 369 : 381–391.
- Hayar, S., Munier-Lamy, C., Chone, T., and Schiavon, M., 1997. Physico-chemical Versus Microbial Release of C-14-Atrazine Bound Residues from a Loamy Clay Soil Incubated in Laboratory Microcosms. *Chemosphere* (34) : 2683-2699.
- Hénin S., 1980. Rapport du groupe de travail activités agricoles et qualité des eaux, ministère de l'Agriculture et ministère de l'Environnement et du Cadre de vie, 1980.
- Hall J. K., Pawlus K. M. et Higgins E. R., 1972. Losses of atrazine in runoff and soil sediment. *J. Environ. Qual.* 1:172-176.
- Hansen N. C., Gupta S. C. et Moncrief J.F., 2000. Herbicide banding and tillage effects on runoff, sediment, and phosphorus losses. *J. Environ. Qual.* 29:1555–1560.
- Hansen N. C., Moncrief J. F., Gupta S. C., Capel P. D. et Olness A. E., 2001. Herbicide Banding and Tillage System Interactions on Runoff Losses of Alachlor and Cyanazine. *J. Environ. Qual.* 30:2120-2126.
- Herzon I. and Helenius J. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171-1183.
- Hladik M.L., Domagalski J.L. et Kuivila K.M., 2009. Concentrations and loads of suspended sediment-associated pesticides in the San Joaquin River, California and tributaries during storm events. *Science of the Total Environment* 408 : 356-364.
- Holvoet K.M.A., Seuntjens P., Vanrolleghem P.A. 2007. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling* 209: 53–64.
- Hunt J., Anderson B., Phillips B., Tjeerdema R., Largay B., Beretti M. and Bern A. 2008. Use of toxicity identification evaluations to determine the pesticide mitigation effectiveness of on-farm vegetated treatment systems, *Environ. Pollut.*, 156, 348–358.
- Hyer K.E., Hornberger G.M. And Herman J.S. 2001. Processes controlling the episodic streamwater transport of atrazine and other agrichemicals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology* 254, pp. 47-66.
- Ifen (Institut Français de l'Environnement), 2007. Les pesticides dans les eaux - Données 2005, les dossiers de l'ifen, n°9. 36 p.
- Jamet P. and Roche D., 1993. Influence of soil-water ratio on adsorption-desorption kinetics of isoxaben in soil. In *Fate and prediction of environmental chemicals in soils, plants and aquatic systems*, Ed by Mansour M, Lewis Publishers, USA, pp 221-234.
- Jurgensen, T.A. et Hoagland K.D., 1990. Effects of short-term pulses of atrazine on attached algal communities in a small stream. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19 : 617-623.
- Kao C., Vernet G., Le Filleul J.M., Nédelec Y., Carluer N., Gouy V. 2002. « Elaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis-à-vis des produits phytosanitaires ». *Ingénieries-EAT*, 29 : 49-65.
- Kattwinkel M., Kühne J.-V., Foit K. et Liess M., 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications*, 21(6): 2068-2081.
- Kienzler P.M. et Naef F., 2008. Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implications for the 'old water paradox'. *Hydrol. Process.* 22, 104–116.

- Klöppel, H., J. Haider, and W. Kördel. 1994. Herbicides in surface runoff: A rainfall simulation study on small plots in the field. *Chemosphere* 28:649–662.
- Knisel W.G., 1980. CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. USDA, Conservation Research Report n°26, 643 p.
- Kreuger J. 1995. Monitoring of pesticides in subsurface and surface water within an agricultural catchment in southern Sweden, British Crop Protection Council Monograph No. 62: Pesticide Movement to Water, pp.81-86.
- 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. Sciences de l'eau dans l'environnement continental. Ecole doctorale : Sciences de la Terre et de l'Eau, Université Montpellier II. Sciences et techniques du Languedoc: 239 pp + annexes.
- Lacas, J.-G., Voltz M., Gouy V., Carlier N. and Gril J.J., 2005. "Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review." *Agronomy for sustainable development* 25: 253-266.
- Lagacherie P., Diot O., Domange N., Gouy V., Floure C., Kao C., Moussa R., Robbez-Masson J.M. et Szleper V. 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks in regard with herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators*. Volume 6, Issue 2 : pp. 265-279.
- Lecomte V., 1999. Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant. Thèse ENGREF Paris, INRA. 210 p.
- Lecomte V., Barriuso E., Bresson L.M., Koch C., Le Bissonnais Y., 2001. Mobilisation des pesticides par le ruissellement érosif : influence de l'état structural de surface du sol. Dans « Produits Phytosanitaires: analyse, résidus, écotoxicologie, modes d'action, transfert », M. Couderchet, P. Eullaffroy, G. Vernet (Eds), Presses Universitaires de Reims pp. 328-337.
- Legout C., Molenat J., Aquilina L., Gascuel-Odoux C., Faucheux M., Fauvel Y., Bariac T., 2007. Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. *Journal of Hydrology*, Volume 332, Issues 3-4, 15 January 2007, Pages 427-441.
- Leistra M., Zweers A. J., Warinton J. S., Crum S. J. H., Hand L. H., Beltman W.H.J. and Maund S. J. 2004. Fate of the insecticide lambda-cyhalothrin in ditch enclosures differing in vegetation density, *Pest Manage. Sci.*, 60, 75–84.
- Lennartz B., Louchart X., Andrieux P., Voltz M., 1997. Diuron and simazine losses to runoff water in Mediterranean vineyards. *Journal of Environmental Quality* 26,1493-1502.
- Lennartz, B., Louchart, X. 2007. Effect of drying on the desorption of diuron and terbuthylazine from natural soils. *Environmental Pollution*, 146, 181-187.
- Leonard R.A., Langdale G.W., Fleming W.G., 1979. Herbicide runoff from upland piedmont watersheds. Data and implications for modelling pesticide transport. *J. Environ. Qual.* 8 (2) : 223–229.
- Leonard R.A., Knisel W.G., Still D.A., 1987 GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans. ASAE* 30 (5): 1403–1418.
- Leonard R.A., 1990. Movement of pesticides into surface waters: p 303-349. In H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the soil environment: Processes, impacts and modelling*. SSSA Book Series. SSSA Madison, WI.
- Leu, C., Singer, H., Stamm, C., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., 2004. Simultaneous assessment of sources, processes and factors influencing herbicides losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environmental Science and Technology* 38, 3827–3834.
- Liess, M., Schulz, R., 1999-a. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 1948–1955.
- Liess M., Schulz R., Liess M. H.-D., Rother B. and Kreuzig R. 1999-b. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* Vol. 33 (1) : pp. 239-247.
- Long J.L.A, House W.A, Parker A. and Rae J.E. 1998. Micro-organic compounds associated with sediments in the Humber rivers. *The Science of the Total Environment*, 210/211 : 229-253.
- Louchart X., 1999. Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Étude expérimentale et éléments de modélisation, thèse, École nationale supérieure agronomique de Montpellier, 1999. 263 p.

- Louchart X., Voltz M., Andrieux P., 2000. Dynamique de la mobilisation et du transfert du diuron par ruissellement. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes / Earth and Planetary Sciences 331, 475–481.
- Louchart X., Voltz M., Andrieux P., Moussa R., 2001. Herbicides transport at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality*, 30: 982-991.
- Louchart X., Voltz M., Coulouma G., Andrieux P., 2004. Oryzalin fate and transport in runoff water in Mediterranean vineyards. *Chemosphere* 57: 921–930.
- Louchart X., Lennartz B. et Voltz M. 2005. Sorption behaviour of diuron under a mediterranean climate. *Agron. Sustain. Dev.* 25 : 301–307.
- Lowrance et al., 1997. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. *Transaction of the ASAE*, vol. 40(4): 1047-1057.
- Luo Y., Zhang M., 2009. Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT. *Environmental Pollution* 157 (2009) 3370–3378.
- Ma Q.L., Ahuja L.R., Wauchope R.D., Benjamin J.G. Et Burgoa B., 1996. Comparison of instantaneous equilibrium and equilibrium-kinetic sorption models for simulating instantaneous leaching and runoff of pesticides, *Soil Science*, 161 (10): 646-655.
- Madrigal I, Benoit P., Barriuso E., Etievant V., Souiller C., Real B. Et Dutertre A. - 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de différents dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Deuxième partie : Propriétés de rétention de deux herbicides, l'isoproturon et le diflufenicanil dans différents sols de bandes enherbées. *Etude et Gestion des Sols*. V9, 4, produit phytosanitaire 287-302.
- Madrigal-Monarez I., 2004. Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés. Rôle des matières organiques. Thèse INAPG, INRA de Paris Grignon et Université autonome de l'Etat de Morelos au Mexique: 218 pp.
- Mamy L. Et Barriuso E., 2007. Desorption and time-dependent sorption of herbicides in soils. *European Journal of Soil Science*, February 2007, 58, 174–187.
- Mantelin M.-H., 2003. Simulation du Transfert de produits phytosanitaires au sein d'un fossé naturel de l'Ouest de la France. Mise en œuvre du modèle TOXSWA. Rapport de fin d'étude Institut des Sciences et Techniques de l'Ingénieur de Lyon, option Modélisation et Calcul Scientifique.
- Margoum C., 2003. Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique, Thèse de l'Université J. Fourier Grenoble I : 243 p + annexes.
- Margoum C., Gouy V., Madrigal I., Benoit P., Smith J., Johnson A., Williams R.J. 2001a. Sorption properties of isoproturon and diflufenican on ditch bed sediments and organic matter rich materials from ditches, grassed strip and forest soils. *British Crop Protection Conference*. Brighton, Royaume-Uni, 13-15 novembre 2001, Symposium proceedings n°78 : Pesticide behaviour in soils and water : 183-188.
- Margoum C., Gouy V., Williams R. et Smith J. 2001b. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries EAT*, numéro spécial Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives : 81-90.
- Margoum C., Gouy V., Laillet B. et Dramais G. 2003. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *Revue des Sciences de l'Eau* 16/3(2003), 389-405.
- Margoum C., Masselard C., Gouy V. 2006. Investigation of various physicochemical parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere*. (63): 1835-1841.
- Marion, A., Bellinello, M., Guymer, I. and Packman, A., 2003. Effect of bed form geometry on the penetration of nonreactive solutes into a stream bed (vol 39, art no 1209, 2002). *Water Resources Research*, 39(1).
- Marofi S., 1999. Rôle des échanges nappes-fossés dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu méditerranéen cultivé. Thèse de Doctorat de l'ENSA- Montpellier, 240 p.
- Martin, J.S., Owens, L.B., 2003. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds. *Environ. Sci. Technol.* 37, 944-950.
- Mersie, W., C.A. Seybold, C. McNamee, and J. Huang, 1999. Effectiveness of Switchgrass Filter Strips in Removing Dissolved Atrazine and Metolachlor from Runoff. *Journal of Environmental Quality* 28(3):816-821.

- Molenat, J., Gascuel-Oudou, C., 2001. Role of shallow groundwater in nitrate and herbicides transport in the Kervidy agricultural catchment (Brittany, France). IAHS Publication 269, pp. 347–351.
- Montuelle, B., Leboulanger, C., Lefranc, M., Humbert, J.-F., Bouchez, A. & Boisson, J.-C. 2005. Evaluation de la toxicité de phytosanitaires sur la composition et la diversité de biofilms périphytiques. Actes du 1er Colloque ECCO, Toulouse.
- Montuelle B., Dorigo U., Bérard A, Volat B., Bouchez A., Tlili A, Gouy V., Pesce S. 2010. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on river: an overview of the Ardières-Morcille experimental watershed. *Hydrobiologia*, 657 : 123-141.
- Moore M. T., Rodgers Jr. J. H., Cooper C. M. and Smith Jr. S. 2000. Constructed wetlands for mitigation of atrazine-associated agricultural runoff, *Environ. Pollut.*, 110, 393–399.
- Moore M.T., Bennett E.R., Cooper C.M., Smith Jr. S., Shields Jr. F.D., Milam C.D. and Farris J.L. 2001. Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalotrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87: 309-314.
- Moore M. T., Bennett E. R., Cooper C. M., Smith S., Farris J. L., Drouillard K. G. and Schulz R. 2006. Influence of vegetation in mitigation of methyl parathion runoff, *Environ. Pollut.*, 142, 288–294.
- Moore M. T., Denton D. L., Cooper C. M., Wrynski J., Miller J. L., Reece K., Crane D. and Robins P. 2008. Mitigation assessment of vegetated drainage ditches for collecting irrigation runoff in California, *J. Environ. Qual.*, 37, 486–493.
- Moreau C., 2007. Amélioration de la caractérisation des flux de pesticides dans les eaux de surface à l'échelle des petits bassins versants et approche de leur interaction avec la matière organique. Thèse de doctorat en chimie analytique et environnement Université Bordeaux I. Cemagref de Bordeaux. 287 p.
- Moussa R, Ackerer P, Adamiade V, Andrieux P, Barriuso E, Benoît P, Bourrié G, Carlier N, Charnay MP, Chaumont C, Coquet Y, Dutertre A, Fabre JC, Garon-Boucher C, Gillet JP, Gouy V, Gril JJ, Kao C, Lagacherie P, Le Forner S, Lehmann F, Louchart X, Madrigal I, Nédélec Y, Pot V, Réal B, Robbez-Masson JM, Souiller C, Trolard F, Voltz M. 2003. Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fossés) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement. Rapport final dans le cadre de l'ASS AQUAE Cemagref-INRA.
- Moussa, R., Voltz M. et Andrieux P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16, 2:393-412.
- Muirhead-Thomson R.C., 1971. Pesticides and freshwater fauna. Academic Press, Londres et New York, 248 p.
- Müller K., Deurer M., Hartmann H., Bach M., Spiteller M. and Frede H.-G. 2003. Hydrological characterisation of pesticide loads using hydrograph separation at different scales in a German catchment. *Journal of Hydrology* 273, pp. 1-17.
- Munaron D., 2003. étude des apports en herbicides et nutriments par la Charente : modélisation de la dispersion de l'atrazine dans le bassin de Marennes-Oléron. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie Paris VI. Spécialité Océanologie chimique et Environnement. Cemagref de Bordeaux. 341 p.
- Muñoz J.-F., 1992. Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires : étude d'un bassin versant viticole : l'Ardières (Beaujolais). Mise au point de méthodes analytiques de pesticides. Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard - Lyon I, Institut de chimie et biologie moléculaire, Lyon, Cemagref, 175 p.
- Muñoz J.F. et Belamie R. 1990. Identification et comportement des produits phytosanitaires utilisés en viticulture. Etude d'un bassin versant de l'Ardières (Beaujolais). Actes du XX congrès du Groupe Français des pesticides, 29-30 Mai 1990 à Aiguebelette. 6 p.
- Needelman B. A., Kleinman P. J. A., Strock J. S. and Allen A. L. 2007. Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection: An overview, *J. Soil Water Conserv.*, 62, 171–178.

- Neumann M., Schulz R., Schäfer K., Müller W., Mannheller W., Liess M., 2002. The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. *Water Research* 36 : 835-842.
- Ng, H.Y.F., Gaynor J.D., Tan C.S. And Drury C.F. 1995. Dissipation and loss of atrazine and metolachlor in surface and sub-surface drain water: a case study. *Water Res.*, 29: 2309-2317.
- Ng, H.Y.F., Clegg, S.B., 1997. Atrazine and metolachlor losses in runoff events from an agricultural watershed the importance of runoff components. *Science of the Total Environment* 193, 215–228.
- Nore V. 1988. Caractérisation et évolution des activités humaines sur le bassin versant de l'Ardières (Rhône-Beaujolais) ; érosion des sols, dynamique de l'écoulement et du ruissellement sur le sous-bassin versant de la Morcille (Villié-Morgon, Rhône). Mémoire de DESS Aménagement et Développement Rural. Université Lumière Lyon II.
- Ohrström P., Y. Hamed, M. Persson, R. Berndtsson, 2004. Characterizing unsaturated solute transport by simultaneous use of dye and bromide. *Journal of Hydrology* 289: 23–35.
- Passeport E., Tournebize J., Jankowsky S., Prömse B., Chaumont C., Coquet Y. and Lange J. 2010. Artificial Wetland and Forest Buffer Zone: Hydraulic and Tracer Characterization. *Vadose Zone J.* 9: 73–84.
- Patty L., 1997. Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées. Thèse de l'Université Joseph Fourier, Grenoble I, Cemagref, 217 p.
- Penven M.J., Muxart T., Bartoli F., Bonté P., Brunstein D., Cosandey C., Gouy V., Irace S., Leviandier T. et Sogon S. 1998. Petits bassins versants et pollutions diffuses. Dans : La Seine en son bassin, fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Coordinateurs : Meybeck M., de Marsily G., Fustec E., UMR Sisyphe CNRS/Université Paris VI. Editions Elsevier, pp 159-210.
- Pesce S., Martin Laurent F., Rouard N. et Montuelle B. 2009. Potential for microbial diuron mineralisation in a small wine-growing watershed: from treated plots to lotic receiver hydrosystem. *Pest Management Science*, vol. 65, n° 6, p. 651-657.
- Pesce S., Martin Laurent F., Rouard N., Robin A. et Montuelle B. 2010-a.. Evidence for adaptation of riverine sediment microbial communities to diuron mineralization: incidence of runoff and soil erosion, *Journal of Soils and Sediments*, vol. 10, p. 698-707.
- Pesce S., Margoum C., Montuelle B., 2010-b. In situ relationships between spatio-temporal variations in diuron concentrations and phototrophic biofilm tolerance in a contaminated river. *Water Research* 44 : 1941-1949.
- Ponce V.M. Et Awkins R.H., 1996. runoff curve number : has it reached maturity ? *Journal of Hydrologic Engineering*, janvier 1996 : 11-19.
- Poletika, N.N., Coody P.N., Fox G.A., Sabbagh G.J., Dolder S.C. et White J. 2009. Chlopyrifos and atrazine removal from runoff by vegetated filter strips : experiments and predictive modelling, *J. Environ. Qual.* 38: 1042-1052.
- Potter T. L., Truman C. C., Bosch D.D. et Bednarz C. W., 2003. Organic Compounds in the Environment : Cotton Defoliant Runoff as a Function of Active Ingredient and Tillage. *J. Environ. Qual.* 32:2180-2188.
- Potter, T.L., Truman C.C., Bosch D.D. et Bednarz C.W., 2004. Fluometuron and pendimethalin runoff from strip and conventionally tilled cotton in the Southern Atlantic Coastal Plain. *J. Environ. Qual.* 33:2122-2131.
- Potter, T.L., Truman C.C., Strickland T. C., Bosch D. D., Webster T. M., Franklin D. H. et Bednarz C. W., 2006. Combined Effects of Constant versus Variable Intensity Simulated Rainfall and Reduced Tillage Management on Cotton Preemergence Herbicide Runoff. *J. Environ. Qual.* 35:1894-1902.
- Rabiet M., Margoum C., Gouy V., Carluier N. et Coquery M. 2007. Transfert des pesticides et des métaux dans un petit bassin versant viticole – Etude préliminaire de l'influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. *Ingénieries-EAT*, 2008, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux : p. 65-75.
- Rabiet M., Margoum C., Gouy V., Carluier N., Coquery M.. 2010. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment - Effect of sampling frequency. *Environmental Pollution* 158 (2010) 737–748.

- Ramade F., Echaubard M., Le Bras S., Moreteau J.C., 1983. Influence des traitements phytosanitaires sur les biocénoses limniques. *Acta Oecologica / Oecologica Applicata*, Vol. 4, n°1, p. 3-22.
- Raveton M., P. Ravanel, A. M. Serre, F. Nurit, and M. Tissut, 1997. Kinetics of uptake and metabolism of atrazine in model plant systems. *Pestic. Science* (49): 157-163.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A. and 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*, 384(1-3): 1-35.
- Rekolaïnen S., Gouy V., Francaviglia R., Eklo O.M., Barlund I. 2000. Simulation of soil water, bromide and pesticide behaviour in soil with the GLEAMS model. *Agricultural water management*, 44 : 201-224.
- Reynaldi, S. et M. Liess, 2005. Influence of duration of exposure to the pyrethroid fenvalerate on sublethal responses and recovery of *Daphnia magna* Straus. *Environ. Toxicol. Chem.* 24 : 1160–1164.
- Richin A, et al., 2011. Agrifaune : Eau, viticulture et biodiversité dans le bassin versant de l'Ardières. Guide des aménagements possibles en zone viticole. Travail collectif. 60p.
- Sauer T. J. et Daniel T. C., 1987. Effect of tillage system on runoff losses of surface applied pesticides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:410-415.
- Schäfer R.B., Mueller R., Brack W., Wenzel K.D., Streck G., Ruck W., Liess M., 2008. Determination of 10 particle-associated multiclass polar and semi-polar pesticides from small streams using accelerated solvent extraction. *Chemosphere* 70 : 1952–1960.
- Schulz R., 2001. Comparison of spray drift- and runoff- related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa.. *Chemosphere*, 45 : 543-551.
- Schulz, R. 2004. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: A review, *J. Environ. Qual.*, 33, 419–448.
- Schulz R. et Liess M., 2001. Toxicity of aqueous-phase and suspended particle-associated fenvalerate: chronic effects after pulsed-dosed exposure of *Limnephilus Lunatus* (Trichoptera), *Environ. Toxicol. And Chem*, vol 20 (1): 185-190.
- Sherrard R. M., Berr J. S., Murray-Gulde C. L., Rodgers J. H. and Shah Y. T. 2004. Feasibility of constructed wetlands for removing chlorothalonil and chlorpyrifos from aqueous mixtures, *Environ. Pollut.*, 127, 385–394.
- SoeS (Service de l'Observation et des Statistiques), 2010. Les pesticides dans les milieux aquatiques, Données 2007. Etudes et documents du Commissariat général du développement durable. www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr. 50 p.
- Souiller C., Coquet Y., Benoit P., Réal B., Garon-Boucher C., Laillet B., Dutertre A., Michalak B., Assier J.-M. 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de différents dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé : mise en évidence des processus mis en jeu par la simulation de ruissellement couplée avec l'infiltrométrie. *Etude et Gestion des Sols*. V9, 4, produit phytosanitaire 269-285.
- SRAE, 1987. Bilan sur l'évolution de la qualité d'une rivière beaujolaise : L'Ardières, affluent de la Saône (Rhône). Lyon, 27 p.
- Syndicat du Vistre, 2007. <http://www.syndicat-vistre.fr/Agricole/fosses.php>.
- Syversen n. et Bechmann M., 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering* 22 : 175–184.
- Tasli S., Patty L., Boetti H., Ravanel P., Vachaud G., Scharff C., Favre-Bonvin J., Kaouadji M. and Tissut M. 1996 – Persistence and leaching of atrazine in corn culture in the experimental site of La Côte Saint André (Isère, France). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, (30):2, 203-212.
- Taver V., 2011. Caractérisation des écoulements de sub-surface sur versants méditerranéens. Rapport bibliographique. Master 2 Recherche Eau Environnement. Université de Montpellier 2 – HydroSciences Montpellier. 24 p.
- Thiere G. et Schulz R., 2004. Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lourens River, South Africa. *Water Research* 38 : 3092-3102.

- Tlili A., Dorigo U., Montuelle B., Margoum C., Carluer N., Gouy V., Bouchez A., Bérard A. (2008) Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron. An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology* 87 (4) p252-263.
- Tomlin, C.D.S., 2000. *The Pesticide Manual*. British Crop Protection Council, Farnham, UK.: 1250 pp.
- Tortrat F., 2005. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et sub-surface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Thèse de doctorat, Sciences de l'environnement, ENSAR, Rennes.
- Trepos R., 2008. Apprentissage symbolique à partir de données issues de simulation pour l'aide à la décision. Gestion d'un bassin versant pour une meilleure qualité de l'eau. Thèse de doctorat, Informatique, Université de Rennes 1, Rennes.
- Trichet E., Archaimbault V., Roger M.C. 2009. Réponses des communautés macrobenthiques a un gradient de contamination par les pesticides : intérêt de l'utilisation des traits d'histoire de vie. 9es Journées Internationales de Limnologie, Luxembourg, LUX, 06/04/2009.
- USDA, 1984. User's guide for the CREAMS computer model. Soil Conservation Service, USDA, technical release 72.
- Vanclouster M., Boesten J.J., Trevisan M., Brown C.D., Capri E., Eklo O.M., Gottesbüren B., Gouy V., Van Der Linden A.M. 2000. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural water management*, 44 : 1-19.
- van Genuchten M.T. Et Wagenet R.J., 1989. Two-sites/two-regions models for pesticide transport and degradation : theoretical development and analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, (53): 1303-1310.
- Villeneuve A., 2008, Fonctions et diversité des communautés microbiennes aquatiques soumises à des perturbations anthropiques: liens avec les structures physiques et chimiques du milieu, Thèse de l'Université de Savoie, 221p.
- Villeneuve, A, B. Montuelle, A. Bouchez, 2010. Effect of minor changes in light intensity, current velocity and turbulence on the structure and function of the periphyton. *Aquatic Sciences*, 72 : 33-44.
- Vrana, B., Allan, I.J., Greenwood, R., Mills, G.A., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G., 2005. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. *TRAC-Trend Anal. Chem.*, 24(10), 845-868.
- Wallach R., and Shabtai R., 1992. Modelling surface runoff contamination by soil chemicals under transient water infiltration. *Journal of Hydrology*, 132: 263-281.
- Watanabe, H. and Grismer, M. E., Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips : micro-ecosystem modeling, *Journal of Hydrology* 247 (2001) 183-199.
- Wauchope R.D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – A review. *J. Environ. Qual.*, Vol. 7 (4): 459-472.
- Wauchope, R.D., Williams, R.G. and Marti, L.R., 1990. Runoff of Sulfometuron-Methyl and yanazine from small plots: effects of formulation and grass cover. *J. Environ. Qual.*, 19 (1): 119-125.
- White A. W., Barnett A. P., Wright B. G. et Holladay J. H., 1967. Atrazine losses from fallow land caused by runoff and erosion. *Environ. Sci. Tech.* 1 :740-744.
- Williams R. J., Brooke D., Matthiesen P., Mills M., Turnbull A. and Harrison R. M. 1995. Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. *J. Inst. Wat. envir. Man.* 9, 72-81.
- Williams R.J., White C., Dreyman S., Gouy V., Garon-Boucher C. and Souiller C. 1999. Fate and behaviour of pesticides in farm ditches. In: *The 1999 Brighton conference - Weeds*, Brighton, octobre 1999: 675-680.
- Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P. and Sear D. 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.
- Wu Q., Riise G, Lundekvam H., Mulder J., Haugen L.E. 2004. Influences of suspended particles on the runoff of pesticide from an agricultural field at Askim, SE-Norway. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 295-302.
- Yang W., Gan J., Hunter W. et Spurlock F., 2006. Effect of suspended solids on bioavailability of pyrethroid insecticides, *Environ. Toxicol. Chem.* 25(6): 1585-1591.

- Zhao Y. and M.C. Newman. 2006. Effects of exposure duration and recovery time during pulses exposures. *Environ. Toxicol. Chem.* , 25: 1298-1304.
- Zine El Abidine Mohammed, 2001. Etude en canal expérimental du transfert amont - aval de solutés (chlorures, bromures) et de leur distribution au sein du substrat. DEA « Méthodes de Recherche sur l'Environnement et la Santé », Université Joseph Fourier, Grenoble.

Annexe 1 : Synthèse d'études du transfert de substances phytosanitaires dans le ruissellement

Tableau A1 : Taux de transfert et concentrations de substances phytosanitaires en phases liquide et solide dans le ruissellement parcellaire. Substances appliquées sous forme de produit commercial.

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubilité dans l'eau à 20°C ⁴ mg/L	Type d'événement [◇]	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡◇} µg/L S : concentration phase solide µg/kg	Référence
Aclonifen	Laboratoire 1 m ² sol nu 1,5kg/ha	1,4	Simulation de pluie sur micro-placettes reconstituées 33 mm/h pendant 1h30 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	18,4	0,157	8,52	Après 24h Centrifugation en continu : 0,1 µm	8,6% par événement (5 à 12,7% par pas de 5 min)	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 5,7 à 21,2 S : 12240 à 15190 S/L : 624 à 2665	Gouy et al., 1999
Alachlore	Iowa, USA 0,55 à 1,75ha maïs 2,24kg/ha	240	Pluies naturelles sur parcelles suivies sur 3 ans Pluies annuelles de 463 à 657 mm CC : 6 mois	Fractionné en montée de crue	20,5 à 109,6	0,144 à 8,57	6,4 à 77,6	Après plus de 12h Centrifugation (seuil de coupure non précisé)	58 à 93%	Moyenne sur le CC [◇] : L : 22,7 à 195 S : 158 à 1722 S/L : 4 à 38	Baker et al., 1979
Alachlore	Minnesota, USA 66m ² maïs 0,7 à 2,2kg/ha	240	Pluies naturelles sur parcelles Moyenne annuelle sur deux ans de 360 mm sur le cycle cultural (CC: 4 mois)	Composite sur chaque événement	9,2 à 63,5	0,0006 à 0,283	0 à 19	Après 12h Filtres 0,7µm	83,3 à 100%	Par événement : L : 0,18 à 270 S : 8 à 7100 S/L : 1 à 175	Hansen et al 2001 Hansen et al 2000
Alachlore	Iowa, USA 32 m ² maïs 2,24kg/ha	240	Trois simulations de pluie successives en plein champ de 63,5mm/h pendant 1,4h 48h après l'application, 63,5mm/h pendant 1h le jour suivant et 127mm/h 30min le jour suivant	Fractionné à pas de 5, 10, 20 ou 30 min	14 à 65	0,05 à 2,18	4,8 à 34,3	Séparation après 24h Centrifugation (seuil de coupure pas précisé)	71,1 à 97,8%	Par événement fractionné par 5 min : L : 60 à 610 S : 510 à 3590 S/L : 5 à 11	Baker et al., 1978
Alachlore	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,5kg/ha	240	Simulations de pluie sur micro-placettes reconstituées 71 mm/h pendant 1h 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	36,4	0,405	11,1	Après 24h Centrifugation en continu : 0,1 µm	94,2% par événement (85,3 à 97,1 % par pas de 5 min)	Par événement et par pas de 5 min : L : 56,7 à 242,5 S : 700 à 1700 S/L : 2 à 19,4	Gouy et al., 1999

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubilité dans l'eau à 20°C [†] mg/L	Type d'événement*	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡} µg/L S : concentration phase solide µg/kg	Référence
Alachlore	Wisconsin, USA 234m ² maïs 2,8kg/ha	240	Simulations de pluie en plein champ 73 ou 136mm/h pendant 1h et 1 à 8,5 semaines après application	Cumulé sur chaque événement	9 à 73	0,008 à 0,303	0,7 à 4,9	Date pas précisée Filtre 2,5µm	77 à 99%	Par événement : L : 1,5 à 236 S : 70 à 1190 S/L : 4 à 114	Sauer et al., 1987
AMPA	-	-	Pluies naturelles sur parcelles Moyenne annuelle sur 3 ans de 668 mm sur le cycle cultural (CC : 12 mois)	Composite sur chaque événement	79 à 219	0,135 à 0,943	1,5 à 4,3	Après max 24h Filtres 0,45µm	63,6 à 80%	Moyenne sur le CC : L : 0,5 à 3,5 S : 74 à 466 S/L : 128 à 194	Andrieux et al., 2007
Atrazine	Iowa, USA 0,55 à 1,75ha maïs 2,24kg/ha	35	Pluies naturelles sur parcelles suivies 2 ans Pluies annuelles de 487 à 657 mm CC : 6 mois	Fractionné en montée de crue	20,5 à 109,6	0,144 à 8,57	6,4 à 77,6	Après plus de 12h Centrifugation (seuil de coupure non précisé)	68 à 96%	Moyenne sur le CC : L : 36,5 à 345 S : 210 à 1345 S/L : 2 à 24,5	Baker et al., 1979
Atrazine	USA 40m ² maïs 0,6 à 9kg/ha	35	Pluies naturelles sur parcelles pour différents taux d'application 510 mm sur le cycle cultural (CC : 4 mois)	Cumulé sur chaque événement	0,17 à 21,8 par événement	0 à 0,166 par événement	7,1 à 52,7 par événement	Date pas précisée Centrifugations successives, seuil de coupure pas précisé	Moyenne sur le CC 90,5 à 98,3%	Moyenne sur le CC : L : 0 à 20 S : 10 à 410 S/L : 10 à 20	Hall et al. 1972
Atrazine	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,5 à 1,5kg/ha	35	Simulations de pluie sur micro-placettes au champ ou reconstituées 34 mm/h à 74 mm/h pendant 1h ou 1h30 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	14,5 à 67,8	0,003 à 0,722	0,19 à 11,1	Après 24h Filtres à 1,2µm	94,1 à 99,3% par événement (76,3 à 100% par pas de temps de 5 min)	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 2,5 à 1274 S : 70 à 2000 S/L : 0,9 à 48	Gouy, 1993
Atrazine	Wisconsin, USA 234m ² maïs 2,8kg/ha	35	Simulations de pluie en plein champ 73 ou 136mm/h pendant 1h ; 1 à 8,5 semaines après application	Cumulé sur chaque événement	9 à 73	0,008 à 0,303	0,7 à 4,9	Date pas précisée Filtre 2,5µm	80 à 99%	Par événement : L : 8,9 à 351 S : 260 à 2840 S/L : 4,5 à 140	Sauer et al., 1987

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubi- -lité dans l'eau ^a mg/L 20°C	Type d'événement [◇]	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/ solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡◇} µg/L S : concentration phase solide [†] µg/kg	Référence
Atrazine	Géorgie, USA 20m ² sol nu 3,3kg/ha	35	Simulations de pluie en plein champ 62,5mm/h pendant 1h 1h ou 96h après l'application	Fractionné à pas de 5 min	38,3 à 41,8	0,54 à 1,19	14 à 30	Date pas précisée Filtre 2,5µm	>95,4%	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 160 à 8080 S : 500 à 88000 S/L : 1,5 à 11	White et al. 1967
Bromo-propylate	Beaujolais, F. 1m ² vigne 0,5kg/ha 2 ans avant la simulation	0,1	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Cumul horaire	25	0.013	0.521	Séparation sur le terrain 1h après échantillonnage Centrifugeuse en continu, seuil de coupure non précisé	84%	Par événement : L : 3,18 à 6,96 S : 2636,7 S/L : 379 à 829	Muñoz, 1992
Bromo-propylate	Beaujolais, F. 1m ² vigne 0,5kg/ha 3 à 4 ans avant la simulation	0,1	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Fractionné à pas de 5 à 10 min	17,2 à 19,2	0.009 à 0.017	0,46 à 0,96	Séparation après 24h Centrifugation en continu, seuil de coupure non précisé	60,5 à 72.7% sur l'événement 24 à 82% par pas de temps de 5 min	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 0,41 à 0,73 S : 165 à 731 S/L : 247 à 787	Muñoz, 1992
Chlorimuron	Caroline du Nord, USA 88m ² soja/maïs 0,014kg/ha	1200	Simulations de pluie en plein champ de 12,7 mm ou 50,8 mm pendant 30 min 24h après application suivies d'une simulation de 50,8 mm pendant 30 min une semaine plus tard	Echantillon moyen 5 et 20 min après le début de la pluie	0,8 à 8,9	0.002 à 0.042	1.6 à 15,5	Après 24 à 48h Filtres 1 µm	≈ 100%	Par événement et pas de 5 à 20 min : L : 3 à 36 S : <limite de détection	Afyuni et al., 1997
Chlorpyrifos	Wisconsin, USA 234m ² maïs 1,34kg/ha	1,05	Simulations de pluie en plein champ 73 ou 136mm/h pendant 1h ; 1 à 8,5 semaines après application	Cumulé sur chaque événement	9 à 73	0,008 à 0,303	0,7 à 4,9	Date pas précisée Filtre 2,5µm	18 à 69%	Par événement : L : 0,21 à 2,97 S : 150 à 980 S/L : 233 à 1714	Sauer et al., 1987

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubilité dans l'eau ¹ mg/L 20°C	Type d'événement ⁴	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/ solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡} µg/L S : concentration phase solide µg/kg	Référence
Cyanazine	Iowa, USA 0,55 à 1,75ha maïs 2,24kg/ha	171	Pluies naturelles sur parcelles suivies pendant 1 an Pluie annuelle de 463 mm ; CC : 6 mois	Fractionné en montée de crue	38,6 à 83,0	0,307 à 5,664	7,9 à 68,5	Après plus de 12h Centrifugation (seuil de coupure non précisé)	88 à 96%	Moyenne sur le CC : L : 110 à 188 S : 370 à 626 S/L : 2 à 6	Baker et al., 1979
Cyanazine	Minnesota, USA 66m ² maïs 0,7 à 2,1kg/ha	171	Pluies naturelles sur parcelles Moyenne annuelle sur deux ans de 360 mm sur le cycle cultural (CC : 4 mois)	Composite sur chaque événement	9,2 à 63,5	0,0006 à 0,283	0 à 19	Après 12h Filtres 0,7µm	91 à 100%	Par événement : L : 0,47 à 1400 S : 8 à 7200 S/L : 0,09 à 111	Hansen et al 2001 Hansen et al 2000
Cyanazine	Iowa, USA 32 m ² maïs 2,24kg/ha	171	Trois simulations de pluie successives en plein champ de 63,5mm/h pendant 1,4h 48h après l'application, 63,5mm/h pendant 1h le jour suivant et 127mm/h 30min le jour suivant	Fractionné à pas de 5, 10, 20 ou 30 min	14 à 65	0,05 à 2,18	4,8 à 34,3	Séparation après 24h Centrifugation (seuil de coupure pas précisé)	76,6 à 98,6%	Par événement fractionné par 5 min : L : 80 à 1330 S : 420 à 5114 S/L : 4 à 7	Baker et al., 1978
Diflufénicanil	Pays de Caux, F 486 à 972m ² blé 0,180kg/ha	0,05	4 pluies naturelles sur parcelles réparties sur 1 cycle cultural (4 mois) De 5 à 7 mm par pluie	Cumulé sur chaque événement	0,09 à 1,2 par événement	0.00015 à 0.0107 par événement	1,7 à 9,4 par événement	Séparation après 24 à 36h Centrifugation, seuil de coupure à 0.1 µm	40 à 83% par événement (45% sur le CC)	Par événement : L : 3,2 à 29 S : 377 à 4609 S/L : 114 à 159	Lecomte, 1999
Diflufénicanil	Anjou, F 125m ² blé 0,150 à 0,180kg/ha	0,05	Pluies naturelles sur parcelles sur 4 cycles culturaux De 419 à 1217 mm de pluie par cycle CC : 12 mois	Cumulé sur chaque événement	0,7 à 13,9	0.0009 à 0.0105 (0 à 0,0067 par événement)	1 à 1,46 (0,37 à 5,36 par événement)	Après 24h Centrifugation et filtration à 0.45µm	41 à 56,2% par cycle (18,5 à 72,4% par événement)	Par événement : L : 0,3 à 2,6 S : 199 à 3735 S/L : 310 à 3500	Patty, 1997
Diflufénicanil	Laboratoire 1m ² sol nu 0,180kg/ha	0,05	Simulation de pluie sur micro-placettes reconstituées 33 mm/h pendant 1h30 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	18,4	0,157	8,5	Après 24h Filtres à 1,2µm	12,3% par événement (9 à 16% par pas de 5 min)	Par événement et par pas de 5 min : L : 1,2 à 3,2 S : 1270 à 2290 S/L : 605 à 1342	Penven et al., 1998

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubi- -lité dans l'eau [†] mg/L 20°C	Type d'événement [‡]	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/ solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡‡} µg/L S : concentration phase solide µg/kg	Référence
Diflufenicanil	Pays de Caux, F 10m ² blé 0,375kg/ha	0,05	Simulations de pluie en plein champ de 24h à 1 semaine après application : 23 mm/h pendant 35 min à 2h40	Fractionné	1,6 à 8,4 après 25 à 30 mm de pluie cumulée	0.001 à 0.0025 après 30 mm de pluie cumulée	2 à 3,1	Séparation après 24 à 36h Centrifugation, seuil de coupure à 0.1 µm	25 à 34%	Par événement : L : - S : - S/L : 108 à 153	Lecomte, 1999
Diflufenicanil	Anjou, F 125m ² blé 0,150kg/ha	0,05	Simulations de pluie en plein champ de 9,5 et 52,8 mm 4 à 15 j après application	Cumulé sur chaque événement	4,6 à 5,8	0.003 à 0.004	0,57 à 0,92	Après 24h Centrifugation et filtration à 0.45µm	9,9 à 63%	Par événement : L : 0,6 à 0,8 S : 294 à 7931 S/L : 490 à 9922	Patty, 1997
Diméthipin	Géorgie, USA 1,9ha coton 0,35kg/ha	1843	Simulations de pluie en plein champ 50mm/h pendant 1h 1h après l'application	Fractionné à pas de 5min	11,2 à 11,7	0,05 à 0,1	4,3 à 8,9	Après 48h Filtres 0,7µm	98,9%	Par événement : L : 116 à 157 S : 196 à 443 S/L : 1,2 à 3,8	Potter et al., 2003
Diuron	Hérault, F 1200 à 3240m ² vigne 0,6 à 1,65kg/ha	35,6	Pluies naturelles sur parcelles sur trois événements pluvieux de 24, 16 et 59.5 mm chacun	Fractionné au volume passé ou au temps (pas de 20 à 40 min)	3,8 à 21 par événement	0.09 en moyenne par événement	1.6 à environ 115	Après 24h Filtres à 0,45 µm	54 à 100% par événement	Par événement et par pas de 5 min : L : 8 à 1150 S : 0,7 à 3400 S/L : 0,0001 à 36	Louchart, 1999
Diuron	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,7 à 1,5kg/ha	35,6	Simulations de pluie sur placettes au champ ou reconstituées 43 mm/h pendant 1h ou 33 mm/h pendant 1h30 ; 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	18,4 à 24,1	0,082 à 0,157	3,4 à 8,5	Après 24h Filtres à 1,2µm	90,5 à 93,1% par événement (89 à 95% par pas de 5min)	Par événement et par pas de 5 min : L : 13,4 à 210 S : 320 à 1570 S/L : 6,4 à 28	Gouy et al., 1999 Dur et al, 1998
Diuron	Beaujolais, F. 1m ² vigne 1,32kg/ha	35,6	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Cumul horaire	25	0.013	0.521	Séparation sur le terrain 1h après échantillonnage Centrifugeuse en continu, seuil de coupure non précisé	82%	Par événement : L : 3,2 à 25,6 S : 1425 S/L : 55 à 445	Muñoz, 1992

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubi-lité dans l'eau ⁴ mg/L 20°C	Type d'événement ⁵	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡◇} µg/L S : concentration phase solide [‡] µg/kg	Référence
Diuron	Beaujolais, F. 1m ² vigne 1,32kg/ha 1 à deux ans avant la simulation	35,6	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Fractionné à pas de 5 à 10 min	17,2 à 19,2	0.009 à 0.017	0,46 à 0,96	Séparation près 24h Centrifugeuse en continu, seuil de coupure non précisé	69,9 à 72,4% sur l'événement 26 à 93% par pas de temps de 5 min	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 1,1 à 6,4 S : 333 à 2012 S/L : 98 à 1621	Muñoz, 1992
Fénithrothion	Beaujolais, F. 1m ² vigne 0,25kg/ha	19	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Fractionné à pas de 5 à 10 min	17,2 à 19,2	0.009 à 0.017	0,46 à 0,96	Séparation après 24h Centrifugeuse en continu, seuil de coupure non précisé	67,5 % par événement 27 à 98% par pas de temps de 5 min	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 0,06 à 0,44 S : 15,4 à 231 S/L : 35 à 1049	Muñoz, 1992
Fluométuron	Géorgie, USA 0,15ha coton 0,89 à 1,46kg/ha	111	Pluies naturelles (+ irrigation) sur parcelles Moyenne annuelle sur 2 ans de 643 mm sur le cycle cultural (CC : 8 mois)	Composite sur chaque événement	30 à 132	0,08 à 0,63	2,25 à 5,6	Après 48h Filtres 0,7µm	94 à 100%	Moyenne sur le CC : L : 1,3 à 6,6 S : 28,7 à 69,5 S/L : 10,5 à 21	Potter et al., 2004
Fluométuron	Géorgie, USA 6m ² coton 0,89 à 1,46kg/ha	111	Simulations de pluie en plein champ 50mm/h pendant 1h 24h après l'application	Fractionné à pas de 5min	6,5 à 12	0,034 à 0,098	5,2 à 8,2	Après 48h Filtres 0,7µm	89 à 98%	Par événement : L : 24,5 à 125 S : 345 à 359 S/L : 2,8 à 14,7	Potter et al., 2004
Fluométuron	Géorgie, USA 6m ² coton 2kg/ha	111	Simulations de pluie en plein champ 58 mm pendant 70 min sous forme constante ou variable 24h après application	Fractionné à pas de 5min	13 à 30,3	0,064 à 0,29	4,3 à 10,3	Après 48h Filtres 0,7µm	≈100%	Par événement : L : 50 à 210 S : 0 à 364 S/L : 0 à 4	Potter et al., 2006

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubi-lité dans l'eau mg/L 20°C	Type d'événement †	Type d'échantillon	Ruissellement total † L/m²	Erosion totale † Kg/m²	Taux de MES † g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide † % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide † µg/L S : concentration phase solide µg/kg	Référence
Fonofos	Iowa, USA 0,55 à 1,75ha maïs 1,12kg/ha	13	Pluies naturelles sur parcelles suivies pendant 2 ans Pluies annuelles de 463 à 487 mm CC : 6 mois	Fractionné en montée de crue	20,5 à 83,0	0,144 à 5,664	6,4 à 68,5	Après plus de 12h Centrifugation (seuil de coupure non précisé)	24 à 76%	Moyenne sur le CC : L : 2,3 à 10,7 S : 117 à 350 S/L : 23 à 117	Baker et al., 1979
Fonofos	Iowa, USA 32 m² maïs 1,12kg/ha	13	Trois simulations de pluie successives en plein champ de 63,5mm/h pendant 1,4h 48h après l'application, 63,5mm/h pendant 1h le jour suivant et 127mm/h 30min le jour suivant	Fractionné à pas de 5, 10, 20 ou 30 min	14 à 65	0,05 à 2,18	4,8 à 34,3	Séparation après 24h Centrifugation (seuil de coupure pas précisé)	17,8 à 82,3%	Par événement fractionné par 5 min : L : 4 à 41 S : 210 à 1360 S/L : 13 à 119	Baker et al., 1978
Glyphosate	Hérault-F 2000m² vigne 0,9 à 7,7kg/ha	10500	Pluies naturelles sur parcelles Moyenne annuelle sur 3 ans de 668 mm sur le cycle cultural (12 mois)	Composite sur chaque événement	79 à 219	0,135 à 0,943	1,5 à 4,3	Après max 24h Filtres 0,45µm	68,5 à 88,6%	Moyenne sur le CC L : 1,8 à 17 S : 261 à 2098 S/L : 75 à 143	Andrieux et al., 2007
Isoproturon	Pays de Caux, F 486 à 972m² blé 1,5kg/ha	70,2	4 pluies naturelles sur parcelles réparties sur 2 cycles culturaux (4 mois) De 5 à 7 mm par pluie	Cumulé sur chaque événement	0,09 à 1,2 par événement	0.00015 à 0.0107 par événement	1,7 à 9,4 par événement	Séparation après 24 à 36h Centrifugation, seuil de coupure à 0.1 µm	93 à 97% par événement (94% sur le CC)	Par événement : L : 0,7 à 74 S : 12 à 347 S/L : 4,7 à 17	Lecomte, 1999
Isoproturon	Anjou, F 125m² blé 1,25 à 1,5kg/ha	70,2	Pluies naturelles sur parcelles sur 4 cycles culturaux De 419 à 1217 mm de pluie par cycle (12 mois)	Cumulé sur chaque événement	0.7 à 13,9	0.0009 à 0.0105	1 à 1,46	Après 24h Centrifugation et filtration à 0.45µm	98,2 à 99,5% pour le CC et par événement	Par événement : L : 5,6 à 55 S : 54 à 307 S/L : 4 à 10	Patty, 1997

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubi- -lité dans l'eau mg/L 20°C	Type d'événement [✦]	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡✧} µg/L S : concentration phase solide [‡] µg/kg	Référence
Isoproturon	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,5 à 1,5kg/ha	70,2	Simulations de pluie sur micro-placettes reconstituées 34 mm/h pendant 1h ou 33 mm/h pendant 1h30 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	18,4 à 21,7	0,157 à 0,241	8,5 à 11,1	Après 24h Filtres à 1,2µm	97,9 à 99,4% par événement (97,5 à 99,9 % par pas de 5 min)	Par événement fractionné par 5 min : L : 65 à 480 S : 1 à 630 S/L : 0,01 à 3,4	Gouy et al., 1999 Dur et al., 1998
Isoproturon	Pays de Caux, F 10m ² blé 3kg/ha	70,2	Simulations de pluie en plein champ de 24h à 1 semaine après application : 23 mm/h pendant 35 min à 2h40	Fractionné	1,6 à 8,4 après 25 à 30 mm de pluie cumulée	0.001 à 0.0025 après 30 mm de pluie cumulée	2 à 3,1	Séparation après 24 à 36h Centrifugation, seuil de coupure à 0.1 µm	92 à 99%	Par événement : L : - S : - S/L : 0,8 à 29,8	Lecomte, 1999
Isoproturon	Anjou, F 125m ² blé 1,25kg/ha	70,2	Simulations de pluie en plein champ de 9,5 et 52,8 mm	Cumulé sur chaque événement	4,6 à 5,8	0.003 à 0.004	0,57 à 0,92	Après 24h Centrifugation et filtration à 0.45µm	>99,1%	Par événement : L : 4 à 111 S : 34 à 309 S/L : 5 à 8,5	Patty, 1997
Lindane	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,7 à 1,2kg/ha	10	Simulations de pluie sur micro-placettes au champ ou reconstituées 43 mm/h à 74 mm/h pendant 1h, 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	14,5 à 67,8	0,003 à 0,722	0,19 à 11,1	Après 24h Filtres à 1,2µm	63,6 à 96,8% par événement (49,4 à 98,3% par pas de 5 min)	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 6,5 à 887 S : 540 à 25790 S/L : 10,6 à 298	Gouy, 1993
Méthidathion	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,7kg/ha	240	Simulations de pluie sur micro-placettes au champ ou reconstituées 43 mm/h à 74 mm/h pendant 1h 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	14,5 à 67,8	0,003 à 0,722	0,19 à 10,6	Après 24h Filtres à 1,2µm	93,2 à 98,9% par événement (73,2 à 99,7% par pas de 5 min)	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 10,9 à 1125 S : 90 à 8303 S/L : 4 à 98	Gouy, 1993

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubi- -lité dans l'eau [†] mg/L 20°C	Type d'événement [‡]	Type d'échantillon	Ruissellement total ^{†‡} L/m ²	Erosion totale ^{†‡} Kg/m ²	Taux de MES ^{†‡} g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide ^{†‡} % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{†‡‡} µg/L S : concentration phase solide [‡] µg/kg	Référence
Méthidathion	Beaujolais, F. 1m ² vigne 0,483kg/ha l'année avant la simulation	240	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Cumul horaire	25	0.013	0.521	Séparation 1h après échantillonnage Centrifugeuse en continu, seuil de coupure non précisé	97%	Par événement : L : 3,67 à 6,99 S : 468,75 S/L : 67 à 128	Muñoz, 1992
Méthidathion	Beaujolais, F. 1m ² vigne 0,386kg/ha l'année même ou un an avant simulation	240	Simulations de pluie en plein champ de 40mm/h pendant 1h Plusieurs mois après application	Fractionné à pas de 5 à 10 min puis cumulé sur l'événement	17,2 à 19,2	0.009 à 0.017	0,46 à 0,96	Séparation après 24h Centrifugeuse en continu, seuil de coupure non précisé	89% par événement 69,3 à 96,6 par pas de temps de 5 min	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 3,2 à 13,9 S : 15,4 à 231 S/L : 200 à 3290	Muñoz, 1992
Nicosulfuron	Caroline du Nord, USA 88m ² soja/maïs 0,014kg/ha	7500	Simulation de pluie en plein champ de 12,7 mm ou 50,8 mm pendant 30 min 24h après application suivie d'une simulation de 50,8 mm pendant 30 min une semaine plus tard	Echantillon moyen 5 et 20 min après le début de la pluie	0,8 à 8,9	0.002 à 0.042	1.6 à 15,5	Après 24 à 48h Filtres 1 µm	≈ 100%	Par événement et pas de 5 à 20 min : L : 2 à 32 S < limite de détection	Afyuni et al., 1997
Oryzalin	Hérault, F 1200 à 3240m ² vigne 1,2 à 3,8kg/ha	1,13]	Pluies naturelles sur parcelles sur deux années culturales consécutives Moyenne annuelle de 265 mm en année 1 et 818,5 mm en année 2 (CC : 12 mois)	Fractionné au volume passé ou au temps (pas de 20 à 40 min)	34,3 à 413,4	0,033 à 3,93	0,3 à 63 par événement	Après 24h Filtres à 0,45 µm	66,7 à 98,8% (33 à 100% par événement)	Par événement : L : 0,1 à 548 S : 2,3 à 78670 S/L : 6,8 à 143,7	Louchart et al., 2004

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubilité dans l'eau ⁴ mg/L 20°C	Type d'événement ⁵	Type d'échantillon	Ruissellement total ⁶ L/m ²	Erosion totale ⁷ Kg/m ²	Taux de MES ⁸ g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide ⁹ % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ¹⁰ µg/L S : concentration phase solide ¹¹ µg/kg	Référence
Pendiméthaline	Géorgie, USA 0,15ha coton 0,69 à 0,95kg/ha	0,33	Pluies naturelles (+ irrigation) sur parcelles Moyenne annuelle sur deux ans de 643 mm sur le CC (8 mois)	Composite sur chaque événement	30 à 132	0,08 à 0,63	2,2 à 5,6	Après 48h Filtres 0,7µm	66,7 à 100%	Moyenne sur le CC : L : 0,39 à 2,68 S : 66,8 à 139,3 S/L : 46 à 128	Potter et al., 2004
Pendiméthaline	Géorgie, USA 6m ² coton 0,69 à 0,95kg/ha	0,33	Simulations de pluie en plein champ 50mm/h pendant 1h 24h après l'application	Fractionné à pas de 5min	6,5 à 12	0,034 à 0,098	5,2 à 8,2	Après 48h Filtres 0,7µm	45,5%	Par événement : L : 12,6 à 41,7 S : 2894 à 6108 S/L : 146 à 229	Potter et al., 2004
Pendiméthaline	Géorgie, USA 6m ² coton 1kg/ha	0,33	Simulations de pluie en plein champ 58 mm pendant 70 min sous forme constante ou variable 24h après application	Fractionné à pas de 5min	13 à 30,3	0,064 à 0,29	4,3 à 10,3	Après 48h Filtres 0,7µm	30 à 75%	Par événement : L : 19 à 90 S : 1865 à 17435 S/L : 98 à 217	Potter et al., 2006
Simazine	Hérault, F 1200 à 3240m ² vigne 0,4 à 0,9kg/ha	5	Pluies naturelles sur parcelles sur trois événements pluvieux de 24, 16 et 59.5 mm chacun	Fractionné au volume passé ou au temps (pas de 20 à 40 min)	3,8 à 21 par événement	0.09 en moyenne par événement	1.6 à environ 115	Après 24h Filtres à 0,45 µm	75 à 100% par événement	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 1,5 à 1110 S : 0 à 2000 S/L : 0 à 3,3	Louchart, 1999
Simazine	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,5 à 1,5kg/ha	5	Simulations de pluie sur micro-placettes au champ ou reconstituées 34 mm/h à 74 mm/h pendant 1h 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	14,5 à 67,8	0,003 à 0,722	0,19 à 11,1	Après 24h Filtres à 1,2µm	72,6 à 97,1% par événement (50,1 à 100% par pas de 5 min)	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 15,2 à 433,7 S : 220 à 11739 S/L : 3,3 à 549	Gouy, 1993

Tableau A1 (suite).

Substance	Lieu surface culture Taux appliqué*	Solubilité dans l'eau [¶] mg/L 20°C	Type d'événement [◇]	Type d'échantillon	Ruissellement total [‡] L/m ²	Erosion totale [‡] Kg/m ²	Taux de MES [‡] g/L	Séparation liquide/solide	Part en phase liquide [‡] % de la masse totale dans le ruissellement sur la plage d'observation	L : concentration phase liquide ^{‡,◇} µg/L S : concentration phase solide [‡] µg/kg	Référence
Thidiazuron	Géorgie, USA 1,9ha coton 0,05kg/ha	20	Simulations de pluie en plein champ 50mm/h pendant 1h 1h après l'application	Fractionné à pas de 5min	11,2 à 11,7	0,05 à 0,1	4,3 à 8,9	Après 48h Filtres 0,7µm	>93,6%	Par événement : L : 44,9 à 57,2 S : 326,5 à 1346 S/L : 7 à 23,5	Potter et al., 2003
Tribufos	Géorgie, USA 1,9ha coton 0,3kg/ha	2,3	Simulations de pluie en plein champ 50mm/h pendant 1h 1h après l'application	Fractionné à pas de 5 min	11,2 à 11,7	0,05 à 0,1	4,3 à 8,9	Après 48h Filtres 0,7µm	46,1 et 49,8%	Par événement : L : 34,5 à 149 S : 3891 à 60095 S/L : 113 à 402	Potter et al., 2003
Trifluraline	Laboratoire 1 m ² sol nu 0,5kg/ha	0,221]	Simulations de pluie sur micro-placettes reconstituées 34 mm/h à 71 mm/h pendant 1h 16h après application	Fractionné à pas de temps de 5 à 10 min	21,7 à 36,4	0,241 à 0,405	11,1	Après 24h Filtres à 1,2µm	10,9 à 11,1% par événement (6,6 à 20,6% par pas de 5 min)	Par événement et pas de temps de 5 min : L : 10 à 51,4 S : 5800 à 33900 S/L : 321 à 1390	Gouy et al., 1999

* taux d'application correspondant à l'année du suivi, sauf exception mentionnée

[¶] valeur théorique issue de la base du projet FootPrint (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr>) sauf pour le lindane : base Inéris (<http://www.ineris.fr/substances/fr>)

[‡] valeur sur un événement pour les simulations de pluie et valeur moyenne sur un cycle d'observation (année culturale le plus souvent) pour les suivis en conditions naturelles sauf exception mentionnée dans le tableau.

[‡] variations observées selon différentes pratiques agricoles ou natures de sols testées

[◇] CC : Cycle Cultural

Annexe 2 : Distribution des substances entre phases liquide et solide

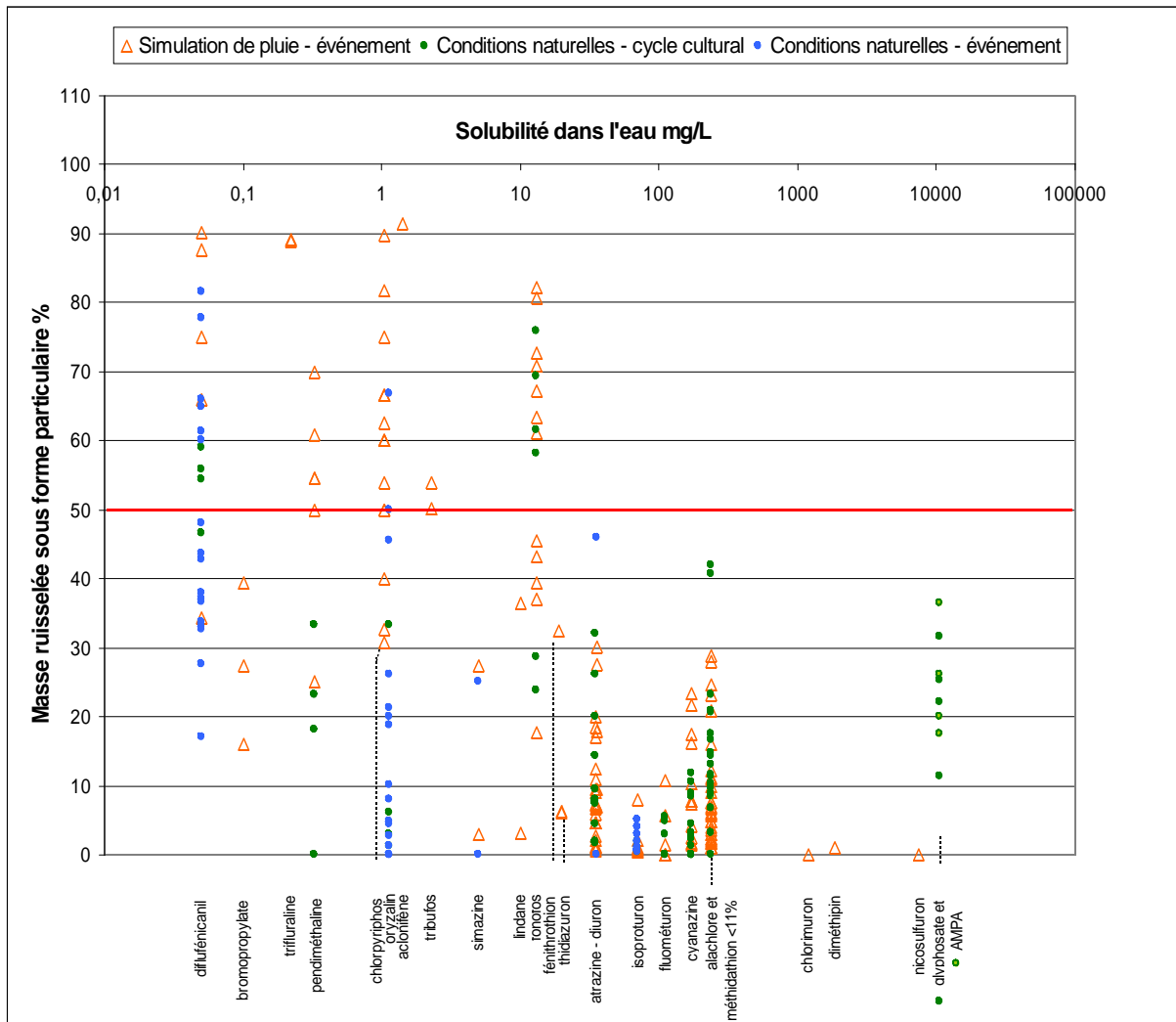
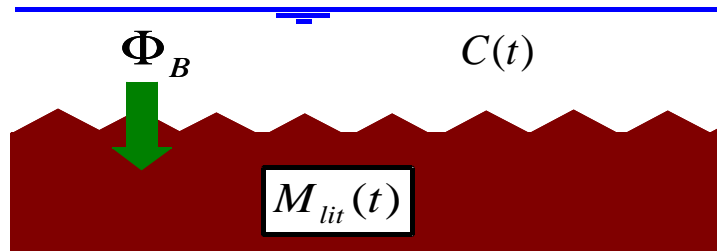


Figure A2 : Distribution des substances entre phases liquide et solide observée en conditions naturelles et en simulation de pluie en fonction de leur solubilité.

Annexe 3 : Modèle de transfert dans le canal utilisé (Elliott and Brooks 1997b, Eylers, 1994)

Modèle utilisé



Calcul de l'accumulation de soluté dans le lit sous l'hypothèse de régime permanent et de concentration spatialement uniforme :

$$\Phi_B(t) = \bar{q}C(t)R(t)$$

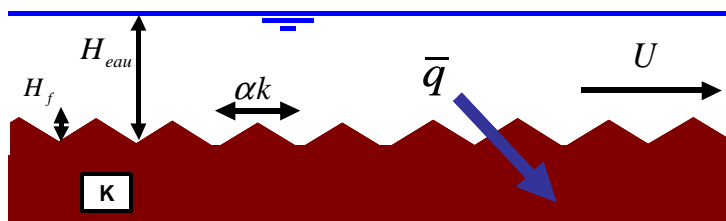
Coefficient de piégeage

Hypothèse d'une concentration constante au cours du temps : $C(t) = C_0$

Calcul de \bar{q}

- Elliott (1990) a établi pour un lit avec des formes triangulaires périodiques 2 D la relation:

$$\bar{q} = 0,28 * \frac{Kk}{2g\pi} * U^2 * \left(\frac{H_f/H_{eau}}{0,34} \right)^{\frac{3}{2}}$$



Calcul du coefficient de piégeage R(t)

- Elliott (1990) a établi pour des solutés non réactifs que :

$$2 \cos^{-1} R(t^*) - t^* R(t^*) = 0$$

Avec :
$$t^* = 0,28 * \frac{k^2 U^2 K}{2g\theta} * \left(\frac{H_f / H_{eau}}{0,34} \right)^{\frac{3}{2}}$$

- Dans le cas de métaux, Eylers (1994) a utilisé avec succès le formalisme d'Elliott en calculant R(t) selon un coefficient de retard r:

$$2 \cos^{-1} R(t^*) - \frac{t^*}{r} R(t^*) = 0$$

Avec r lié aux propriétés du soluté réactif : déterminé au laboratoire

Annexe 4 : Substances phytosanitaires observées sur les matières en suspension au sein de cours d'eau

Substance active	CMES µg/kg	Nb Dét. ou Nb Ech.	Taille du bassin versant amont km ²	Référence
acétochlore	53,1-789,7	13 Nb Ech.	petits bassins	Schäfer et al., 2008
atrazine	0-95	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
azinphos-méthyl	3,4-244,6	5 Nb Dét.	92	in Schulz et al., 2004
azinphos-méthyl	216-1247	2 Nb Dét.	92	in Schulz et al., 2004
azinphos-méthyl	21,1	1 Nb Dét.	0,1	in Schulz et al., 2004
Carbaryl	0-3719	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
chlorfenvinfos	22,2-953,4	13 Nb Ech.	petits bassins	Schäfer et al., 2008
chlorpyrifos	2-344,2	8 Nb Dét.	92	in Schulz et al., 2004
chlorpyrifos	83-924	2 Nb Dét.	93	in Schulz et al., 2004
chlorpyrifos	4,2-152	8 Nb Dét.	0,15	in Schulz et al., 2004
chlorpyrifos	69-720	6 Nb Dét.	20-150	in Schulz et al., 2004
chlorpyrifos	2,6-89,4	3 Nb Dét.	0,15	in Schulz et al., 2004
chlorpyrifos	0-8,5	8 Nb Ech.	101 à 477	Hladik et al, 2009
chlorpyrifos éthyl	0,5-7,7	7 Nb Ech.	3,5	Bados et al., 2011
cyanazine	0-473	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
DDT	1,1-4,7	2 Nb Dét.	150	in Schulz et al., 2004
Desmetryne	0-926	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
diazinon	0-1295	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
Diméthoate	0-1003	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
endosulfan	3,9-245,3	6 Nb Dét.	92	in Schulz et al., 2004
endosulfan	179-12082	2 Nb Dét.	92	in Schulz et al., 2004
endosulfan	9,7-273	8 Nb Dét.	0,15	Schulz et al., 2004
endosulfan	4,6-156	6 Nb Dét.	20-150	Schulz et al., 2004
endosulfan	10-318	4 Nb Dét.	50-100	Schulz et al., 2004
endosulfan	137	13 Nb Ech.	petits bassins	Schäfer et al., 2008
fénitrothion	0-61	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
fenprovidin	15,2-253,4	13 Nb Ech.	petits bassins	Schäfer et al., 2008
Fenvalerate	0-5522	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
Flutriafol	0-65	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
lindane	0-108	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
Linuron	0-45	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
malathion	0-36	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
métolachlore	0,8-100	8 Nb Ech.	102 à 477	Hladik et al, 2009
parathion	0-13	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
parathion-éthyl	3,3-13	3 Nb Dét.	150	Schulz et al., 2004
pendiméthaline	4,8-3000	8 Nb Ech.	103 à 477	Hladik et al, 2009
permétrine	0-12553	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
pirimicarb	50,5	13 Nb Ech.	petits bassins	Schäfer et al., 2008
propanil	0-781	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
propazine	0-2344	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
propiconazole	0-18060	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
prothiofos	15-980	2 Nb Dét.	92	Schulz et al., 2004
simazine	0-7,9	8 Nb Ech.	104 à 477	Hladik et al, 2009
simazine	0-56	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
tébuconazole	22,1-335,2	13 Nb Ech.	petits bassins	Schäfer et al., 2008
terbutryne	0-159	20 Nb Ech.	de l'ordre de 100	Long et al., 1998
trifluraline	0,3-40	8 Nb Ech.	105 à 477	Hladik et al, 2009

Tableau A4 : Gammes de concentrations en substances phytosanitaires observées sur les matières en suspension (CMES) au sein de cours d'eau pour des bassins versants inférieurs à, ou de l'ordre de 100 km². Nb Ech. : Nombre d'échantillons ; Nb Dét. : Nombre de détections. Séparation par décantation ou centrifugation. Seuils de coupure non précisés.

Annexe 5 : Résumé du parcours scientifique

(pour partie extrait du dossier d'inscription pour l'obtention de l'HDR)

RESUME DES ACTIVITES SCIENTIFIQUES :

DOCTORALES

Enjeux socio-économiques sous-jacents :

La prise de conscience d'une pollution par les substances phytosanitaires utilisées en agriculture est relativement récente par rapport à celle mettant en cause l'érosion et les fertilisants. Elle est en relation étroite avec l'amélioration des performances analytiques. Ainsi, ce n'est qu'à partir de la fin des années 70, que cette problématique a commencé à émerger en France avec la détection progressive des organochlorés puis des triazines et des urées substituées dans les eaux. Les teneurs maximales pouvaient dépasser les normes de l'OMS. Les enjeux liés à la préservation de la ressource en eau potable n'étaient donc pas négligeables. Par ailleurs, les enjeux liés au développement des activités humaines (industrielles, agricoles, récréatives) ou à la préservation des biocénoses aquatiques n'étaient pas moindres, même s'ils ne faisaient encore l'objet d'aucune législation. En effet, la demande la plus forte des législateurs a porté en priorité sur la qualité de l'eau potable, dans un cadre réglementaire européen contraignant, se fondant sur le principe de précaution ; en l'occurrence, le choix des politiques a été fait de se baser sur les limites de détection analytique des organochlorés au moment de l'établissement des seuils (0,1 µg/l par substance phytosanitaire et 0,5 µg/l pour l'ensemble : directive eau potable : 80/778/CE). Les besoins sous-jacents, à la fois en terme d'évaluation de l'état de la ressource et en terme de développement d'outils de diagnostic et de correction, étaient considérables.

C'est dans ce contexte que s'est inscrit mon travail de thèse, au Cemagref de Lyon, sous la direction de René Belamie, alors en charge de la mise en place d'une équipe de recherche sur la thématique des pollutions agricoles diffuses. Les principaux objectifs initiaux de cette équipe étaient, d'une part, de produire des références sur l'occurrence et les modalités de contamination des eaux de surface, et, d'autre part, de mettre en avant les causes et solutions possibles. Les premiers travaux, méthodologiques et analytiques, de l'équipe, dans le cadre de la thèse de Jean-François Munoz, 1992, ont confirmé l'existence d'une contamination importante des eaux de surface par les substances phytosanitaires, au sein d'un bassin versant viticole du Beaujolais. Mes recherches, dans ce contexte, avaient pour objectif général de répondre à la question : existe-t-il une modélisation explicative de cette contamination qui permette de déboucher sur des outils d'évaluation de risque ou des préconisations pour limiter le transfert ?

Etat des connaissances – enjeux de recherche :

Mon travail partait de l'hypothèse qu'une meilleure compréhension et formalisation des mécanismes de transfert des substances phytosanitaires des sols vers les eaux de surface, devait permettre d'identifier des voies de leur limitation. Lorsque j'ai initié mes recherches, il existait déjà une littérature relativement abondante sur le comportement des substances phytosanitaires dans le sol. Les préoccupations agronomiques et le souci de préservation des ressources en eau souterraines étant largement mis en avant. En revanche, les études relatives aux eaux de surface étaient bien moins nombreuses et, le plus souvent, descriptives d'un état de contamination. Les quelques recherches relatives aux modalités de transfert vers les cours d'eau provenaient, pour la plupart, des Etats-Unis. Elles mettaient en évidence le rôle essentiel des premiers événements ruisselants, survenant peu après l'application, dans l'occurrence des pics de concentration observés dans les cours d'eau. Les valeurs détectées étaient, en outre, souvent bien supérieures à celles mesurées dans les nappes, même si leur occurrence était plus épisodique. Certaines études mettaient en évidence une corrélation positive entre les concentrations dans les eaux de surface et la solubilité des substances. D'autres montraient cependant que les substances les plus hydrophobes pouvaient aussi être mobilisées sous forme particulière. Le déterminisme du transfert n'était, néanmoins, pas clairement établi, en grande partie

du fait de la multiplicité des processus (rétention, dégradation, transfert) et des facteurs en jeu, en lien avec les propriétés des molécules organiques, les pratiques phytosanitaires (dose, date d'application), les caractéristiques du milieu (sol, sous-sol, matières organiques) et celles du climat (intensité et durée des pluies, température, ...). Cette analyse bibliographique mettait aussi en évidence la difficulté d'exploiter les résultats de la littérature, du fait de la spécificité de leur mode d'acquisition et de leur caractère plus ou moins réductionniste. Elle posait ainsi les questions i) de l'intégration de l'ensemble des processus clés mis en œuvre dans la dissipation des substances phytosanitaires appliquées au sol, selon une approche systémique, ii) de la compréhension du fonctionnement du sol lui-même, système complexe, fortement hétérogène et ouvert, et iii) du changement d'échelle - du becher au bassin versant, en passant par le lysimètre et la parcelle agricole. De ce fait, le recours à la modélisation semblait justifié.

Le recensement des modèles simulant le transfert des substances phytosanitaires vers les eaux de surface a montré que les approches à l'échelle du bassin versant étaient encore embryonnaires, la plupart se plaçant à l'échelle de la colonne de sol ou de la parcelle. Par ailleurs, les processus considérés et le niveau de leur formalisation étaient, en général, relativement basiques : modèles hydrologiques conceptuels à réservoir, modèles chimiques considérant une cinétique de disparition globale d'ordre un et une adsorption linéaire instantanée totalement réversible.

Les substances phytosanitaires étaient supposées transportées sous forme dissoute, par advection dans le sol, et la masse disponible pour le ruissellement était estimée à partir de la quantité présente dans le premier centimètre du sol et d'un coefficient d'extraction empirique. Par ailleurs, ces modèles avaient essentiellement été mis en œuvre aux Etats-Unis. Se posait donc la question de leur pertinence et de leur performance à simuler les transferts des substances phytosanitaires dans des situations agronomiques, pédologiques et climatiques différentes.

Cadre de mes recherches, objectifs spécifiques et stratégie de recherche :

Compte tenu de ce qui précède et de mon objectif général, j'ai décidé d'orienter mes recherches vers une **modélisation à l'échelle de la parcelle agricole, échelle suffisamment fine pour garder un certain sens physique tout en permettant une approche réaliste des situations agronomiques**. Par ailleurs, je me suis tournée vers les modèles permettant **une simulation continue** du devenir et du transfert des substances phytosanitaires vers les eaux de surface, afin de permettre des estimations **non seulement événementielles mais aussi saisonnières et annuelles des flux**. Comme de nombreuses références s'accordaient déjà sur le fait que les premiers événements de pluie conséquents (en durée et ou intensité) suivant l'application étaient souvent à l'origine des concentrations les plus élevées et contribuaient pour une part prépondérante aux flux annuels vers les eaux de surface, j'ai choisi d'étudier plus particulièrement ce type d'événement. Par ailleurs, j'ai souhaité approfondir le mode de **représentation de la distribution des substances entre les fractions dissoutes et adsorbées**, dans la mesure où il détermine la masse des substances phytosanitaires mobilisables depuis la solution du sol et sur les particules de terre érodées. Après une analyse critique de l'existant, j'ai retenu le **modèle CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems, United States Department of Agriculture, USA)** du fait de ses caractéristiques intéressantes pour l'objectif fixé : c'est un modèle à base physique prenant en compte le transport des substances phytosanitaires via l'infiltration et le ruissellement à l'échelle de la parcelle agricole ; ce modèle considère, en outre, la spéciation des substances sous forme dissoute ou associées aux particules de terre érodées et prend en compte divers modes d'application et de travail du sol. Par ailleurs, il était largement mis en œuvre aux Etats-Unis : je disposais donc de nombreuses références et de contacts possibles.

Les objectifs spécifiques que je me suis fixés étaient les suivants :

- **évaluer les processus et paramètres clés mis en avant par le modèle pour simuler une crue** et vérifier leur pertinence par la confrontation avec des observations de terrain,
- à la lumière des résultats obtenus, **tenter d'améliorer le modèle et/ou sa mise en œuvre** dans des conditions agro-pédo-climatiques différentes de celles de sa conception,

- finalement, **évaluer en quelle mesure le modèle amélioré** pouvait permettre de **classer les substances selon leurs mobilités respectives**.

La méthodologie que j'ai développée pour atteindre ces objectifs a été la suivante :

- **mise en œuvre d'une analyse de sensibilité préalable du modèle**, qui a montré le rôle déterminant sur les résultats de la modélisation des paramètres relatifs au sol et aux propriétés physico-chimiques des molécules, en particulier les paramètres caractérisant l'adsorption et la dégradation des substances,
- **mise en œuvre du modèle à partir des données observées** issues de la thèse de J.-F. Munoz, qui a permis de déceler des lacunes dans le mode de représentation des processus de partage des substances entre phases liquide et solide au sein du ruissellement,
- **développement d'expérimentations à un niveau intermédiaire entre le laboratoire et le terrain à l'aide d'un pilote de laboratoire**. Ces expérimentations visaient à :
 - acquérir des données (variables d'entrée et de sortie, paramètres) dans des conditions mieux contrôlées et plus fiables que celles du terrain, tout en restant réalistes,
 - mieux cerner les modalités de passage des substances depuis le sol vers le ruissellement et notamment, estimer leur partage entre les fractions en phase liquide et solide au sein du ruissellement,
- **la réalisation d'essais en batch au laboratoire** permettant d'approcher plus finement la relation d'adsorption des substances phytosanitaires étudiées avec les sols utilisés, dans des conditions standard.

Le pilote de laboratoire que j'ai utilisé est **un simulateur de pluie**, permettant de générer une pluie ayant les caractéristiques d'une pluie naturelle en ce qui concerne la taille et la vitesse des gouttes. Initialement conçu pour fonctionner sur le terrain, je l'ai adapté pour permettre la réalisation d'essais mieux contrôlés au laboratoire. J'ai mis en œuvre ce dispositif à partir d'**une micro-parcelle** (1 m²) de sol reconstitué (15 cm d'épaisseur sur 10 cm de graviers), préalablement traitée. Un système de gouttières et de grilles permettait de **recueillir les eaux de pluie, de ruissellement et d'infiltration à pas de temps fin** (de 5 min à 20 min). Les **eaux filtrées** et **les matières en suspension** étaient ensuite analysées en chromatographie gazeuse. J'ai réalisé les essais d'adsorption en batch, **isothermes et cinétiques**, au laboratoire de l'INRA de Versailles, sous la direction du professeur Paul Jamet, à l'aide de molécules marquées au ¹⁴C. Contrairement à ce qui était alors couramment testé en conditions standardisées, j'ai choisi d'établir ces isothermes d'adsorption pour de **faibles valeurs de concentrations en substances phytosanitaires**, de 10 à 380 µg/L, et de **faibles taux de particules du sol**, dans une gamme de 0,02 à 0,4 g/ml, afin de **me rapprocher des conditions du ruissellement issu des expérimentations de simulation de pluie**.

J'ai sélectionné quatre substances aux **caractéristiques physico-chimiques distinctes** (atrazine, simazine, lindane, méthidathion), selon des critères de **mobilité et de facilité d'analyse** ; l'atrazine et le lindane, souvent cités dans la littérature, servant de référence. Je n'ai pas étudié spécifiquement les processus de dégradation ni de volatilisation, le délai entre application et mesure des concentrations ne dépassant pas 24 h, pour des demi-vies moyennes supérieures à 40 jours. J'ai vérifié sur quelques échantillons que l'on ne retrouvait pas de métabolites.

Principaux résultats acquis :

Les expérimentations et essais développés au cours de ma thèse ont permis de confirmer un certain nombre de points mis en avant dans la littérature. En particulier, j'ai observé que **la mobilité des substances organiques dans le ruissellement augmentait selon un gradient croissant de la solubilité et un gradient décroissant du coefficient d'adsorption**. Les résultats ont aussi conforté certaines observations, moins nombreuses, montrant que, dans la gamme des situations testées, **la forme principale de la mobilisation des substances depuis le sol, au sein du ruissellement, est la phase liquide**, même pour les molécules présentant un coefficient d'adsorption élevé.

Par exemple, le lindane, présentant le coefficient d'adsorption le plus élevé parmi les molécules testées (coefficient de Freundlich = $21,1 \pm 4,8$ L/Kg pour un rapport de masse sol/eau de 0,1) était transféré à plus de 75% en phase liquide, même pour une masse de matières en suspension au sein du ruissellement de 10 g/L.

Une des implications majeures de ces résultats en terme de réduction des transferts était la mise en évidence que **des techniques visant à limiter l'érosion seule ne pourraient pas suffire à atténuer de façon significative les transferts de substances phytosanitaires au sein du ruissellement**. En revanche, des techniques comme l'installation de **bandes enherbées**, en interception du ruissellement, présentaient un intérêt majeur dans la mesure où elles agissent non seulement sur **la sédimentation des particules érodées** mais, également, **sur la réduction des volumes d'eau écoulés en surface**, en favorisant l'**infiltration** à travers le sol.

Les résultats ont aussi mis en exergue la **grande variabilité du coefficient de partage** de chaque substance organique **entre les compartiments eau et particules en suspension du ruissellement** au cours du temps. Conjointement, les essais au laboratoire en conditions standard ont mis en évidence **une augmentation du coefficient d'adsorption à l'équilibre avec une diminution du rapport sol/eau**. Ces observations pouvaient contribuer à expliquer la variabilité des coefficients de partage évalués dans les échantillons ruisselés et le **décalage important, pouvant être de plusieurs ordres de grandeur, entre les coefficients d'adsorption estimés sur des sols et sur des matières en suspension**. De ce fait, la modélisation du partage des substances entre fractions liquide et solide au moyen d'un unique coefficient d'adsorption, était discutable.

J'ai donc proposé une approche de modélisation faisant intervenir deux coefficients de partage distincts, l'un pour décrire le **partage entre la solution du sol et le sol** (fort rapport sol/eau) et l'autre pour décrire le **partage entre la solution du ruissellement et les particules solides en suspension** (faible rapport sol/eau). A partir de cette représentation et du jeu de données plus complet acquis durant ma thèse, il a été possible d'obtenir des résultats simulés plus proches des observations. Toutefois, la modélisation résultante restait délicate à proposer comme outil d'aide à la décision du fait de sa **forte dépendance vis-à-vis du choix de valeurs de paramètres**, liés tant à l'hydrodynamique qu'à la physico-chimie, **pas facilement accessibles et/ou variables** dans le temps et l'espace.

Valorisation :

Mes travaux de thèse ont été valorisés à travers des présentations à des colloques en France et à l'Étranger (congrès du COST 66, Rome 1991 ; congrès du GFP, Lyon 1993 ; congrès de l'IWA, Chicago 1993 ; congrès de l'IUPAC, Washington 1994) (C1⁴, C2, C3, C36, C37) ainsi qu'à travers des publications scientifiques (P1, P2, O3) ou techniques à comité de lecture (T1). Ils ont été à l'origine d'une mission de trois semaines aux États-Unis au sein de laboratoires travaillant dans le domaine des pollutions agricoles diffuses et, notamment, au United States Department of Agriculture à Tifton, chez le professeur Don Wauchope, spécialiste du transfert des substances phytosanitaires dans le ruissellement et co-auteur du sous-modèle pesticide du CREAMS.

Compétences acquises ou développées :

Ce travail de doctorat m'a permis de compléter mes connaissances dans les disciplines relatives à la chimie de l'eau, la physique du sol et l'hydrologie appliquées au transfert des substances phytosanitaires. Il m'a aussi offert la possibilité d'acquérir des compétences et savoirs-faire fondamentaux pour le métier de chercheur. En particulier, il a développé ma capacité à concevoir et mener à bien une recherche depuis la perception initiale des enjeux socio-économiques et scientifiques jusqu'à la formulation des questions de recherche sous-jacentes et à l'élaboration d'une stratégie pour les atteindre, dans un temps donné. Il a approfondi ma capacité d'analyse critique et de synthèse d'informations hétérogènes, issues de sources diverses. Il a développé ma capacité de conceptualisation et de mise en œuvre de modèles expérimentaux et mathématiques.

⁴ CF. liste des publications telles que référencées dans le CV détaillé en annexe 6.

Par ailleurs, j'ai acquis les bases de techniques d'analyse des composés organiques traces au sein d'échantillons d'eau, de sols et de matières en suspension : techniques de séparation par filtration et centrifugation, techniques d'extraction liquide-liquide, de purification, de concentration et d'analyse par chromatographie gazeuse. De même, j'ai acquis les bases de la manipulation et de l'analyse de molécules radioactives marquées au ^{14}C par comptage en scintillation liquide. Une des conséquences importantes de cette expérience analytique a été de me sensibiliser aux incertitudes liées à la mesure notamment pour des substances à l'état de trace.

J'ai également pu m'initier aux techniques de communication scientifique sous forme orale et écrite.

Finalement, ce travail de thèse m'a fait comprendre l'importance des échanges formels et informels avec d'autres chercheurs et a permis mon insertion progressive au sein de réseaux de scientifiques.

POST-DOCTORALES

Evolution des enjeux :

Après mon doctorat, j'ai été affectée au sein de l'équipe Pollutions Diffuses du Cemagref, ce qui m'a offert l'opportunité de développer mes activités en continuité de ma thèse, dans une thématique porteuse d'enjeux socio-économiques croissants. L'élargissement des paramètres chimiques suivis régulièrement dans les réseaux de surveillance a, en effet, conduit à une généralisation des détections de substances phytosanitaires tant dans les eaux souterraines que superficielles. Les niveaux observés classaient déjà certaines masses d'eau comme impropres à la production d'eau potable, selon les seuils en vigueur pour l'application de la Directive Européenne 98/83/CE⁵. La présence récurrente de certaines substances phytosanitaires a même motivé leur inscription dans la liste des substances à surveiller en priorité au niveau européen (liste de 33 substances contenant 14 phytosanitaires). Par ailleurs, la Directive Cadre sur l'eau 2000/60/CE a ajouté non seulement une dimension environnementale à la préoccupation des responsables politiques vis-à-vis de la qualité des eaux en Europe, mais aussi des échéances réglementaires d'atteinte du bon état chimique et du bon état écologique à l'échéance 2015. En plus des enjeux liés à la santé humaine, aux usages de l'eau et à l'environnement, s'ajoutaient donc des enjeux techniques et socio-économiques ré-haussés par la contrainte du respect d'un calendrier.

Dans le même temps, les recherches sur les modalités de transfert des substances phytosanitaires à l'échelle des bassins versants se développaient peu à peu. Elles confirmaient l'importance des apports en substances phytosanitaires, du climat et de la nature du sol dans la contamination des eaux de surface. Elles mettaient aussi en avant l'influence des techniques de travail du sol, qui modifient sa perméabilité et sa teneur en matière organique, et des aménagements inter-parcellaires, qui modifient la géométrie des paysages et donc la géométrie des écoulements. Une conséquence directe en est la modification des temps de résidence des produits dans le sol et des possibilités de dilution ou de transformation de ces derniers, au sein des matrices complexes rencontrées, depuis la parcelle jusqu'à l'exutoire des bassins versants.

Inflexion et positionnement de mes travaux de recherche au sein de l'équipe Pollutions Diffuses :

Dans ce contexte, j'ai participé de façon active au positionnement des problématiques et des stratégies de recherche de l'équipe Pollutions Diffuses du Cemagref. Nous nous sommes défini les objectifs généraux suivants : **développer collectivement des outils et méthodes utiles pour :**

- la réalisation d'un **diagnostic précis de l'origine de la contamination** des eaux de surface par les substances phytosanitaires d'origine agricole,

⁵ Trois classes de qualité des eaux brutes de surface ont été définies : si les eaux sont destinées à la production d'eau potable, la limite maximale de potabilité vis-à-vis des substances pesticides est de $0,1\mu\text{g/L}$; l'eau est potabilisable (mais nécessite un traitement préalable spécifique) jusqu'à une concentration des eaux brutes de $2\mu\text{g/L}$; au delà, l'eau est déclarée impropre à la production d'eau potable.

- la mise en œuvre de **solutions permettant de réduire cette contamination**, notamment en terme de limitation du transfert,
- le développement de méthodes d'**évaluation plus réalistes des niveaux d'exposition** des milieux aquatiques vis-à-vis des substances phytosanitaires.

L'influence des pratiques agricoles sur la mobilité et les flux de substances phytosanitaires hors des parcelles étaient déjà au cœur des recherches d'autres organismes dont l'INRA. En revanche, les connaissances relatives au devenir des substances phytosanitaires dans **les espaces s'interposant entre les parcelles d'application et le cours d'eau**, désignés ci-après « **zones d'interface** », étaient beaucoup plus limitées et insuffisantes pour permettre d'en caractériser et quantifier l'effet sur les flux et concentrations, au cours des crues notamment. En cela, l'équipe a été parmi les précurseurs au niveau européen, à montrer le rôle de ces espaces dans la rétention, le ralentissement, voire l'immobilisation et la dégradation des substances phytosanitaires avant qu'elles n'atteignent le cours d'eau (P9, P11, T9, O2). Nos objets d'étude recouvrent plus précisément les surfaces non traitées enherbées ou boisées et les fossés. Ces objets sont étudiés pour leur **rôle spécifique** dans la réduction des transferts, mais aussi dans l'objectif d'évaluer l'influence de leur **organisation spatiale et leur connectivité** sur la réduction de la contamination aux **échelles du versant et du petit bassin versant**. Ces derniers sont nos objets d'étude « supérieurs ». Ils font l'objet d'investigations spécifiques visant, d'une part, à élaborer des méthodes d'intégration des processus et, d'autre part, à caractériser les chroniques de concentrations et les flux résultants. Nous nous intéressons plus spécialement aux « **têtes de bassins versants** » où se construit la qualité de l'eau et où s'élaborent les plans d'action locaux en matière de changement de pratiques et de mise en œuvre d'aménagements correctifs. Leur taille peut varier de quelques hectares à quelques kilomètres carrés⁶. Un des enjeux scientifique consiste à **caractériser et modéliser correctement la dynamique des concentrations à cette échelle** dans la mesure où elles peuvent être très variables dans le temps et dans l'espace.

Pour cela, nous avons défini les **axes de recherche** suivants :

- **Axe 1. Mieux comprendre et modéliser les flux de substances phytosanitaires depuis les zones d'application jusqu'au réseau hydrographique**, en se focalisant sur le rôle des **zones d'interface**,

- **Axe 2. Acquérir les informations relatives au milieu physique et aux actions anthropiques sur l'ensemble du bassin versant, et élaborer une typologie des principales situations agri-environnementales rencontrées** ; sont principalement visés les objets d'étude de l'axe 1 et leur organisation spatiale sur l'ensemble d'un bassin versant ; ce afin de faciliter le développement et la mise en œuvre des outils d'intégration de l'axe 3,

- **Axe 3. Développer une méthode d'intégration** à base d'indicateurs ou de modèles qui permette d'évaluer et hiérarchiser les flux résultants au sein du cours d'eau tout en permettant un retour sur les causes,

- **Axe 4. Mieux évaluer les dynamiques spatiales et temporelles** des flux et concentrations de substances phytosanitaires dans le cours d'eau, ainsi que **les formes chimiques du transport**, dans l'objectif :

- de disposer de variables de contrôle et de données observées pertinentes pour tester la validité des modèles et des indicateurs développés dans l'axe 3,
- de contribuer à définir des grandeurs clés de l'exposition (concentrations maximales, durée et fréquence de dépassement d'un seuil ?).

Ces différents axes ont été menés de front dans la mesure où ils s'alimentent mutuellement et nécessitent des itérations fréquentes. On peut résumer la démarche que nous avons élaborée et mise en œuvre par le schéma ci-dessous.

⁶ Bassins de réseaux hydrographiques d'ordre 1 à 2 selon l'indice de Strahler, en affectant l'ordre 1 aux fossés ou rus à écoulement permanent sans affluent autre que des fossés intermittents.

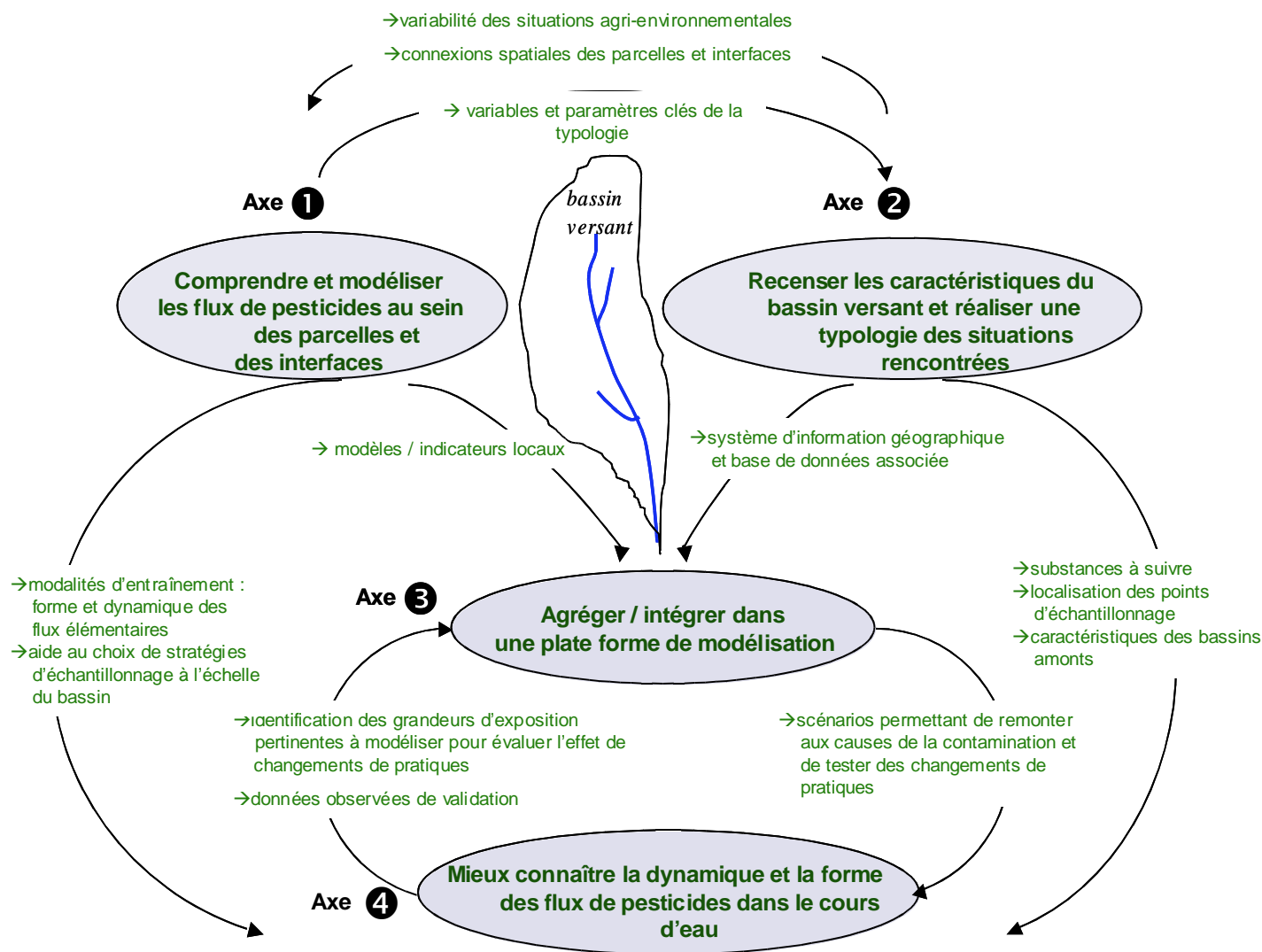


Figure A3 : démarche d'évaluation du déterminisme des flux de substances phytosanitaires dans les petits cours d'eau : une approche combinée d'observation et de modélisation à différentes échelles

Mes travaux dans ce cadre ont été définis en étroite concertation avec mes collègues, Jean-Joël Gril, ingénieur agronome (Ingénieur de Recherche Hors Classe), spécialiste de l'érosion et de la mise en œuvre des zones tampons (axes 1 et 2), et Nadia Carlier, Ingénieur du Génie Rural des Eaux et des Forêts, docteur en hydrologie⁷, qui travaille notamment à l'amélioration des bases hydrologiques des modèles de transfert d'eau et de substances phytosanitaires au sein des interfaces et sur l'ensemble d'un versant (axes 1, 2 et 3).

De par mes compétences en hydro-chimie, je développe, quant à moi, les aspects relatifs aux processus de mobilisation des substances phytosanitaires vers les eaux de surface et d'interaction de ces dernières avec les différents substrats organo-minéraux rencontrés au cours de leur transfert, depuis les parcelles jusqu'au cours d'eau (principalement axes 1 et 2 mais également, axes 3 et 4 en développement). Je décris, ci-après, mes activités au sein de chaque axe, avec le souci de mettre en avant mes expériences d'encadrement. L'origine des étudiants et le thème de leur stage sont donnés plus en détail à la fin de mon CV détaillé en annexe 6.

Axe 1 : Comprendre et modéliser les flux de substances phytosanitaires au sein des parcelles et des interfaces

⁷ Carlier N., 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Adaptation au bassin versant de Naizin (Morbihan), thèse de l'Université Pierre et Marie Curie de Paris VI / Cemagref, 400 p.

Même si les principaux processus intervenant dans la genèse et le transfert des flux de substances phytosanitaires vers les eaux de surface sont déjà bien identifiés, il est encore délicat de les quantifier. Des modèles existent, comme le CREAMS, déjà décrit, mais leur niveau de validation dans les conditions européennes est encore très limité (cf. résumé de thèse ci-dessus). J'ai donc souhaité poursuivre le travail de **test et de validation des modèles existants**, initié dans ma thèse, **pour des situations agro-pédo-climatiques plus variées**. J'ai conjointement cherché à mettre en exergue les **voies possibles d'amélioration vers une modélisation plus quantitative** des flux et concentrations de substances phytosanitaires quittant une parcelle agricole ; l'objectif visé étant d'approcher au mieux les flux de ces substances transmis aux zones d'interface : axe 1.1.

Par ailleurs, j'ai aussi élargi mes recherches à l'étude du **transfert des substances phytosanitaires au sein d'un type d'interface très fréquent dans les espaces agricoles, à savoir les fossés**, éléments majeurs dans l'évacuation rapide de l'eau excédentaire des parcelles, et dont le rôle dans la concentration et l'accélération des écoulements vers les eaux de surface⁸, et dont j'ai souhaité évaluer **le rôle possible en terme d'atténuation des transferts de substances phytosanitaires** : axe 1.2.

En ce qui concerne l'axe 1.1, ma contribution spécifique touche au **développement de la connaissance et de la modélisation du transport des substances phytosanitaires au sein du ruissellement et du drainage**, propices aux transferts rapides des substances phytosanitaires et, donc, à la genèse des pics de concentrations dans le cours d'eau récepteur. Pour mener à bien ces recherches, j'ai encadré plusieurs étudiants en DEA, DESS ou stage de fin d'année d'ingénieur.

Ces travaux ont permis **l'élargissement des situations étudiées pour la mobilisation et la modélisation associée avec le modèle CREAMS** à travers le recours à une gamme plus diversifiée de substances, aux propriétés physico-chimiques distinctes (Charlotte Courbis, 2006 ; Marcel Razafindratsimba, 1994 ; C6) et pour un panel varié de situations parcellaires (en terme de pente, texture de sol, culture, climat), (O1, O5, T6, T7, C4, C5, C38, C39, C40), (Emmanuelle Lonjaret, 1995 ; Lancelot Naigeon, 1998). Des travaux complémentaires, menés en collaboration avec l'INRA de Versailles ont permis des avancées intéressantes, dont **l'approfondissement du lien existant entre la concentration de phytosanitaires à la surface du sol (phase dissoute et phase adsorbée) et la concentration ruisselée**. Nous avons pu montrer qu'il fait intervenir à la fois l'effet de la dilution par l'eau de pluie, l'effet puits lié à l'infiltration, et l'effet source lié à la désorption plus ou moins complète des substances phytosanitaires (P3, P4, C44). Les modèles existants sont apparus limités pour rendre compte de cette dynamique de mobilisation des substances phytosanitaires dans le ruissellement.

En ce qui concerne l'étude du transfert des substances phytosanitaires au sein de parcelles agricoles drainées, j'ai, dans un premier temps, participé, avec ma collègue Nadia Carluier, à l'encadrement de Sébastien Rahoux, jeune ingénieur agronome, en CDD, qui a élaboré une **synthèse des résultats expérimentaux** obtenus en collaboration sur le site de la Jaillièrre, géré par l'Institut Technique des Céréales et des Fourrages (maintenant Arvalis Institut du Végétal) (Rahoux, 2002). Une analyse de la dynamique de mobilisation des substances phytosanitaires dans ce type de milieu a ainsi été réalisée. J'ai ensuite souhaité évaluer les performances **du modèle MACRO** (non-steady state water and solute transport in MACROporous field soils, développé par Nicholas Jarvis de l'université des sciences de l'agriculture d'Uppsala en Suède) à simuler les flux et concentrations de substances phytosanitaires quittant les parcelles drainées, dans les situations de l'Ouest de la France (Carrier, 2004). Ce modèle est, en effet, de plus en plus utilisé au niveau européen, et préconisé pour l'évaluation de risque dans le cadre de l'homologation des substances, alors que l'on ne dispose que de très peu de données de validation en dehors du contexte où il a été élaboré (à l'origine : sols limono-argileux sujets à fissures, au Royaume-Uni). Même si le modèle a produit des ordres de grandeur réalistes, deux points négatifs principaux ont été mis en avant : d'une part la forte dépendance des résultats vis-à-vis de paramètres délicats à estimer et que nous avons été contraints de caler ; d'autre

⁸ L'acheminement rapide de l'eau hors des parcelles par drainage enterré et/ou par recalibrage de fossé ou petits ruisseaux existants est recherché par l'agriculteur lorsqu'il y a un risque d'engorgement prolongé des terres et donc d'asphyxie des cultures (20% de la Surface Agricole Utile nationale est concernée par l'hydromorphie). Les fossés sont aussi largement mis en œuvre dans les secteurs présentant un fort risque d'érosion hydrique des sols : l'évacuation précoce de l'eau des parcelles avant qu'elle n'acquière une énergie cinétique trop importante limite ces risques (situation fréquente dans les vignobles de coteaux).

part, il n'a pas toujours été possible de simuler correctement les premiers pics de concentrations, qui produisent, en général, les valeurs maximales.

Dans le cadre des travaux décrits ci-dessus, j'ai développé **des collaborations avec divers organismes** (INRA de Versailles et Grignon, CNRS de Meudon, LHF de Grenoble, CGEaux, BRGM, Université de Louvain la Neuve (B), Winand Staring Centre de Wageningen (NL), Université Catholique du Sacré Cœur de Piacenza (I), Institut pour l'Environnement de Finlande à Helsinki et Centre de Recherche en Agriculture de Jokioinen (FIN), ...), au sein de différents programmes de recherche (AIP Ecodyn de l'INRA, Piren Seine, ISMAP-EUREKA, réseau COST 66, Projet de la Structure Scientifique Mixte INRA-DGAL). Les résultats de ces travaux ont bien sûr fait l'objet de rapports de synthèse et de publications variées (P3, P4, P6, P7, P8, T5, O1, O2, O3, O4, C2, C7, C40 à C44).

Au sein du réseau COST 66, j'ai, notamment, participé à **une réflexion sur les méthodes de modélisation**. J'ai ainsi, contribué à l'organisation d'une inter-comparaison de modèles de transfert des substances phytosanitaires dans le sol. L'étude critique des modèles utilisés et le test croisé de leur mise en oeuvre, à partir de bases de données plus ou moins complètes et hétérogènes, issues de divers sites en Europe, a permis de dégager des **pistes d'amélioration des modèles eux-mêmes, et des recommandations quant à leur utilisation** ont été formulées. Ces travaux ont fait l'objet d'une synthèse (P7 et P8). C'est dans ce cadre que s'est insérée ma mission d'un mois au Centre de Recherche en Agriculture à Jokioinen (FIN).

Ces différents travaux ont permis de **mieux cerner le domaine de validité des modèles testés et leurs performances**. Il en découle que **peu de modèles permettent une approche quantitative du transfert des substances phytosanitaires au sein du ruissellement**, les estimations étant, en général, nettement sur-estimées. Un classement relatif des substances et des milieux est possible mais nécessite souvent un calage préalable, à partir de données observées, ce qui en limite l'application.

En ce qui concerne **mes recherches sur le devenir des substances phytosanitaires au cours de leur transport au sein des fossés agricoles** (axe 1.2 ci-dessus), il ne se trouvait que très peu de référence sur le sujet lorsque j'ai défini mon cadre de recherche sur cette thématique. En revanche, la littérature existante mettait bien en cause les voies de circulation rapide de l'eau dans l'occurrence des crues et l'apparition des concentrations maximales en substances phytosanitaires au sein des cours d'eau ; dans le même temps, des travaux de recherche montraient l'existence d'une rétention possible des substances phytosanitaires dans les horizons de surface des sols et des bandes enherbées, du fait de phénomènes d'infiltration et de fixation physico-chimique des substances, en particulier sur la matière organique des sols et des végétaux en décomposition. Il en découlait donc que les fossés devaient être le siège de processus antagonistes, les uns contribuant au transfert rapide de l'eau et des matières transportées, et les autres, pouvant contribuer à la rétention ou au retard des substances phytosanitaires dans leur progression vers le cours d'eau récepteur. J'ai formulé **l'hypothèse qu'une rétention était possible, au moins temporairement, au cours du transfert d'un pic de crue**. C'est dans l'objectif de valider (ou invalider) cette hypothèse que j'ai programmé et encadré les travaux de DEA de Lionel Charnay (1998) et Christelle Margoum (née Garon-Boucher) (1998). Le premier a permis de mettre en évidence la rétention de deux phytosanitaires aux propriétés distinctes dans un fossé peu perméable mais riche en matières organiques (feuilles mortes en décomposition), le rôle des sédiments apparaissant comme négligeable en comparaison (C46). Le travail de Christelle Margoum a, quant à lui, permis de développer les méthodes analytiques nécessaires à la quantification des mêmes substances phytosanitaires au sein de ces substrats (feuilles mortes et sédiments) (C47). A la suite de ces résultats encourageants, j'ai participé à la définition **du projet de thèse de Christelle Margoum** (2003), que j'ai encadrée, sous la direction du professeur Michel Tissot du Laboratoire de Physiologie Cellulaire Végétale de l'UJF à Grenoble. J'ai obtenu une bourse du Cemagref pour cette thèse, dont le financement a été complété par des contrats extérieurs avec l'Institut Technique des céréales et des Fourrages (aujourd'hui Arvalis Institut du Végétal) et Rhône Poulenc (aujourd'hui Bayer Crop Science). Au cours de ce travail de thèse, une approche originale multi-échelles a été développée, la description des processus de rétention au niveau du becher, d'un canal expérimental (conçu durant la thèse) et de fossés naturels se complétant pour aboutir à une meilleure compréhension du système naturel.

Ces travaux ont donné lieu au déroulement en complément de plusieurs stages de DEA et de fin d'étude d'ingénieur, (Mohammed Zine El Abidine, 2001 que j'ai co-encadrés avec Christelle

Margoum; Nelly Grellier, 2002, co-encadrée avec Nadia Carluer ; Marie-Hélène Mantelin, 2003). Je mettais en avant mes connaissances et compétences en hydrochimie et modélisation associée, Christelle Margoum ses compétences en chimie analytique et Nadia Carluer, ses compétences en hydrologie et modélisation associée.

Ces études ont permis de **mieux préciser la capacité d'adsorption des substances phytosanitaires sur différents substrats naturels de fossés**. ils ont conforté les résultats de la littérature montrant l'influence positive de la **matière organique**, tant en termes qualitatif que quantitatif, sur cette capacité. Ils ont aussi mis en évidence qu'**en présence d'un écoulement, les cinétiques d'adsorption des substances phytosanitaires étaient significativement plus lentes** que celles obtenues en conditions standard (agitation en pot), pour deux substances testées sur trois. Cela justifiait donc de mieux considérer ces cinétiques pour estimer correctement l'adsorption des substances phytosanitaires au sein des fossés, en présence d'un écoulement. **Des développements méthodologiques** ont également permis d'évaluer la **profondeur de pénétration** (par diffusion, convection) **de traceurs et de substances phytosanitaires au sein des substrats** de fond de fossés (Mohammed Zine El Abidine, 2001 ; Nelly Grellier, 2002). Les résultats ont indiqué que globalement **les taux de bromure et de substances phytosanitaires pénétrant dans la porosité d'un sédiment étaient faibles** alors que l'on atteint rapidement des concentrations homogènes au niveau de la surface de l'écoulement et au sein de substrats de type amas de feuilles mortes. Le niveau de contact avec les sites d'adsorption potentiels est donc très différents selon les deux types de substrats. (Christelle Margoum, 2003) (P9, P13, T9, C8, C9, C10, C11, C12, C13, C14, C15, C16, 20, C51, C52, C54, C60, C61).

Parallèlement, j'ai testé la capacité du **modèle TOXSWA**, développé à ALTERRA (NL) pour des canaux, dans le but d'estimer sa capacité à simuler les chroniques de concentrations en substances phytosanitaires au sein de la lame d'eau et à restituer l'abattement des concentrations observé au sein des fossés naturels riches en matières organiques. Dans ce sens, j'ai encadré le stage de Marie-Hélène Mantelin en dernière année de l'ISTIL. Les résultats ont montré une bonne correspondance entre flux et concentrations mesurés et calculés dans l'eau, dans les situations où la rétention était faible. En revanche, la désorption était largement sur-estimée par le modèle et ce, d'autant plus que la rétention observée était forte (fort taux de matière organique, faible vitesse de l'écoulement, molécule à fort coefficient d'adsorption). Les travaux mettaient donc, cette fois encore, en exergue **la faiblesse d'un modèle d'adsorption instantané et totalement réversible à décrire convenablement le partage des substances phytosanitaires** entre fractions liquide et solide. Ces études ont finalement montré que sur **la gamme des situations testées** (croisement type de substrat, type d'écoulement, nature des substances transférées), seules celles correspondant à **des molécules facilement adsorbées, des substrats relativement riches en matières organiques et des distances, ou temps, de transfert suffisamment longs** permettaient une dissipation significative des substances phytosanitaires. Je souligne que la thèse de Christelle Margoum a été gratifiée du **prix Phytopharma** en 2004 (prix conjoint du Groupe Français des Pesticides et de Bayer Crop Science).

Ces travaux ont été complétés par la thèse d'Olivier Boutron (2006-2009) que j'ai co-encadrée avec Christelle Margoum (via l'obtention d'une bourse interne du Cemagref) et qui a été menée en collaboration avec le Cemagref d'Antony (équipe de Nathalie Touze), l'Institut de Recherche sur la Catalyse de Lyon, l'INRA de Grignon et l'Institut Français du Textile et de l'Habillement. Cette thèse a permis de **1) mettre en exergue des facteurs clés de la rétention des substances phytosanitaires au sein d'un canal expérimental** simulant les conditions d'écoulement de surface au sein d'un fossé, **2) contribuer à une approche plus quantitative des atténuations de flux et de concentrations** possibles au sein de ces systèmes, via une méthodologie expérimentale adaptée et le recours à une modélisation à base physique. Elle a notamment montré l'influence des **propriétés de l'écoulement** (vitesse, turbulence, hauteur de la lame d'eau) combinées aux propriétés de différents substrats organiques et aux propriétés d'adsorption des substances phytosanitaires sur le potentiel de rétention des substances dans un substrat organique (P15, P16, P20, C26, C28, C29, C65, C68, C70). La thèse d'Olivier Boutron a obtenu le **prix scientifique de l'International Geosynthetic Society**. Après un post-doctorat à Hydrogéosciences, (UMR CNRS,IRD, UM1, UM2) à Montpellier, Olivier a été recruté comme ingénieur de recherche à la Tour du Valat (Centre privé de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes). Un post doc (Yang Xi, 2008) mené en collaboration avec le laboratoire d'analyses physico-chimiques du Cemagref de Lyon et l'Institut de Recherche sur la

Catalyse de Lyon a permis d'initier des travaux sur l'étude des possibilités de photodégradation d'une substance phytosanitaire dans l'eau en présence d'un substrat organique.

Dans cet axe j'ai également participé aux recherches de l'équipe sur l'étude du fonctionnement hydrique et de l'atténuation des substances phytosanitaires au sein d'autres zones d'interface comme les bandes enherbées, notamment en collaboration avec l'INRA de Montpellier et de Grignon, et l'Université de Bourgogne (encadrement du stage de Cécile Dagès, participation au comité de pilotage de la thèse de Jean-Guillaume Lacas et co-encadrement du Post-doc d'Arnaud Boivin notamment), ou une zone humide artificielle plantée de roseau (co-encadrement du stage de Valentine Brochier). Une des originalités de ces travaux a consisté à mieux quantifier le transfert et la re-mobilisation dans le temps des substances phytosanitaires infiltrées dans ces systèmes (P5, P11, P21, T8, T11, T13, C21, C24, C25, C30, C31, C32, C49, C55, C63, C64, C73).

A travers ces travaux, j'ai contribué au **développement de plusieurs collaborations aux niveaux national et international** :

Dans un premier temps, j'ai coordonné le montage d'un projet européen couvrant une thématique plus large – le développement d'outils de connaissance et de gestion des zones tampons et des fossés agricoles en vue de limiter la contamination des cours d'eau par les phytosanitaires, à l'échelle du bassin versant. Ce projet a été élaboré en collaboration avec l'INRA de Montpellier et de Grignon, le Centre pour l'Ecologie et l'Hydrologie, UK) de Wallingford (UK), le Winand Staring Centre de Wageningen (NL) et l'Institut Technique des Céréales et des Fourrages, dans le cadre du 5^e PCRD. Ce projet n'a, cependant, pas été accepté mais a constitué un socle structurant pour l'élaboration, avec les mêmes partenaires Français, d'un projet de recherche au niveau national supporté par l'ASS INRA-Cemagref (programme AQUAE) et par le MATE. Ce travail d'équipe, pluri-disciplinaire et multi-échelle (avec des équipes de l'INRA de Montpellier, Grignon et Rennes), a permis de progresser dans la connaissance du rôle des interfaces dans le piégeage et la dégradation des phytosanitaires, et d'améliorer la modélisation des processus impliqués à l'échelle métrique. L'objectif d'intégrer l'influence de ces différentes interfaces au niveau du bassin versant n'a, cependant, été que partiellement atteint du fait de la difficulté à développer une modélisation à base physique à cette échelle qui prenne en considération, et de façon suffisamment fine, les chemins de l'eau et les principales voies de dissipation des substances phytosanitaires.

Parallèlement, j'ai participé à la construction et assuré la responsabilité d'un projet avec le CEH de Wallingford (UK) dans le cadre d'un Programme d'Action Intégrée au niveau européen (PAI Alliance). Cette collaboration a été étendue à ALTErrA Green World (ex Winand Staring Centre de Wageningen) (NL), à travers un projet de recherche financé par le Département pour l'Environnement, l'Alimentation et les Affaires Rurales (DEFRA) au Royaume-Uni. Nous avons pour objectif, d'une part, de confronter les résultats de dissipation des substances phytosanitaires au sein de fossés dans des contextes agro-pédo-climatiques distincts, et, d'autre part, de tester la mise en œuvre comparée du modèle TOXSWA (ALTErrA) (T9, C8, C20).

Enfin, le projet Papier-ECCO-ECOGER, piloté par Bernard Montuelle (Cemagref) et Catherine Grimaldi (INRA UMR CARRTEL, Rennes) a notamment permis la mise en place d'une collaboration avec l'Université de Bourgogne et l'ENESAD sur le fonctionnement des sols de vigne et leur capacité de rétention des substances phytosanitaires en présence ou non d'enherbement inter-rang (P18).

Axe 2 : Acquérir les informations relatives au milieu physique et aux actions anthropiques

Mes travaux dans cet axe visent à acquérir, à l'échelle de l'ensemble d'un bassin versant, les informations liées **aux pratiques, au milieu naturel et au climat** que les études sur les processus (axe 1) ont permis d'identifier comme nécessaires pour évaluer le risque de transfert des substances phytosanitaires vers le cours d'eau. Les moyens d'investigation utilisés sont respectivement, les **enquêtes** auprès des agriculteurs, l'**analyse de cartes ou de photos aériennes** et les **observations de terrain**. Compte tenu de la lourdeur de l'approche, ces investigations ont plus spécialement été menées sur **le bassin versant de la Morcille en Beaujolais** (Munoz, 1992), du fait des enjeux

environnementaux locaux puis régionaux⁹, et de l'historique des recherches du Cemagref sur ce site. J'ai, personnellement, été en charge des suivis sur ce bassin à partir de 1999, en soutien, en particulier, aux actions régionales pilotées par la CROPPP en vue de limiter la contamination des eaux par les substances phytosanitaires. J'ai cependant participé conjointement à des travaux similaires sur **d'autres types de milieux en collaboration** avec d'autres équipes du Cemagref ou de l'INRA (Ouest de la France, bassin méditerranéen), ce qui a permis **d'élaborer des méthodes communes et comparatives d'investigation et de typologie** (P12, T6, T7, T10).

J'ai, tout d'abord, contribué à la mise à jour des informations relatives aux usages des phytosanitaires sur le bassin de la Morcille (Bertrand Chevalier, 1999). J'ai ensuite participé à la prise en compte dans les enquêtes de terrain de la **dimension spatiale des applications de phytosanitaires**. En effet, à la suite de l'évolution des objectifs de l'équipe vers une approche plus fine de l'origine de la contamination des eaux par les substances phytosanitaires, une estimation globale des quantités, dates et natures de substances appliquées ne suffisait plus et il était plus pertinent d'accéder à une connaissance précise de la localisation spatiale des sources de contamination (parcelles traitées, locaux de stockage et aires de lavage du matériel de traitement). Cela a été l'objet du travail d'Olivier Savet, en 2001, puis de Lucile Lacourt (2010) et Mathieu Aubert (2010) encadré Par mon collègue Guy Le Hénaff, puis d'Alice Patissier (2011) en co-encadrement. Ces travaux ont également permis **d'initier une typologie des viticulteurs** selon leur mode de conduit du désherbage dans le souci de valider le choix de la population enquêtée et de faciliter l'extrapolation des résultats obtenus aux exploitations non enquêtées sur l'ensemble du bassin versant. On a toutefois mis en évidence une grande diversité de pratiques en terme de choix des produits appliqués au sein de chaque type.

J'ai conjointement contribué à la constitution du **Système d'Information Géographique** sur ce bassin, initialement grâce à l'appui de plusieurs stagiaires ou CDD (Bastien Marquier, 2007 ; Karine Faidix, 2008), puis à travers des collaborations de projet avec d'autres équipes du Cemagref (Montpellier, Clermont-Ferrand et Bordeaux), des équipes de l'ENESAD et de l'INRA (projet Papier(ECCO-ECOGER), projet interne Système d'Information Environnementale, projet Miriphyque (APR 2009 Pesticides)) (C33, C35). Aux données de base au 1/25 000 issues de l'IGN (topographie, occupation du sol, réseau hydrographique, ...) et aux données relatives aux pratiques agricoles ont été ajoutées des informations relatives aux sols (Jérôme Toccanier, 1998 – objecteur de conscience ; Romain Giraud, 2009 ; Florian Frésard 2010 + stagiaires ENESAD et AgroParisTech) et aux parcelles cadastrales (Guillaume Génaux, 2000 ; Guillaume Escot, 2005).

Une originalité de la démarche a été d'intégrer dans cette base des informations relatives **aux chemins de l'eau dans l'interface parcelle-cours d'eau**. Pour cela, j'ai encadré un travail fin de recensement et de caractérisation des circulations de l'eau qui a permis d'intégrer le chevelu des fossés et de chemins contribuant au transfert de l'eau des parcelles viticoles vers la Morcille (Nicolas Domange, 2001 ; Benoît Petat 2004 ; Guillaume Escot, 2005). A travers son DEA, Nicolas Domange a notamment montré l'importance de ces réseaux sur ce bassin en terme d'occurrence (54 km en tout pour 230 ha de vigne), et comme voie de connexion directe des parcelles avec le cours d'eau (les surfaces de vigne pouvant contribuer directement aux apports de substances phytosanitaires dans ces réseaux par le ruissellement représentent 45% de la surface en vigne totale et, si on inclut les parcelles non connectées hydrauliquement mais pouvant être à l'origine de contamination du réseau par dérive de pulvérisation au cours du traitement phytosanitaire, ce taux monte à 65% de la surface en vigne totale). Nicolas Domange a également contribué à élaborer une **base descriptive de ces voies de circulation** (C50). Ces travaux ont soulevé la question de la mise à jour des informations du fait de l'évolution temporelle des caractéristiques de ces fossés. Des méthodes moins consommatrices de temps que les relevés terrain mis en œuvre ont été testées à titre exploratoire dans ce sens en collaboration (apport des outils d'observation de la Terre) (Guillaume Escot, 2005).

La base développée a été utilisée en partie pour l'élaboration de **nouveaux descripteurs du milieu et d'indicateurs** pouvant contribuer à expliquer la contamination (voir axe 3, P12).

⁹ Le secteur du Beaujolais viticole a été identifié comme zone d'action très prioritaire par la Cellule Régionale d'Observation et de Prévention de la Pollution par les Pesticides (CROPPP) en appui au plan interministériel d'action national de réduction de la contamination des eaux de surface par les pesticides (à l'initiative des Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement). Le bassin de la Morcille est un site test pour la mise en œuvre de solutions correctives dans le cadre de la CROPPP depuis 2000 et il a été récemment labellisé site atelier de la Zone Atelier du Bassin du Rhône.

Nicolas Domange souhaitait continuer en thèse, ce à quoi je l'encourageais. Son accueil n'étant pas envisageable au Cemagref, j'ai participé à l'élaboration d'un sujet en collaboration avec Caroline Grégoire de l'ENGEES, où il a finalement été accueilli, avec un co-encadrement de ma part (voir axe 4). Par la suite, j'ai principalement contribué à affiner sa stratégie de recherche et ses choix méthodologiques. J'ai, par ailleurs, contribué à l'obtention d'une bourse de thèse du Cemagref pour son travail.

Axe 3 : Développer une méthode d'intégration

La **mise en relation des caractéristiques physiques et anthropiques d'un bassin versant** (à travers les descripteurs choisis) **avec la contamination du cours d'eau** peut être abordée par simple croisement de couches ou par une approche statistique. Toutefois, la non indépendance des descripteurs et le caractère non linéaire des processus en jeu rendent ce genre d'approche délicat, voire inadapté. L'utilisation de modèles fonctionnels qui permettent de **relier ces informations sur la base des processus physiques en jeu** paraissait plus appropriée. Dans ce sens, j'ai, dans un premier temps, évalué en quelle mesure les modèles de transfert des phytosanitaires existant à l'échelle du bassin versant pouvaient contribuer à estimer les flux de substances phytosanitaires au sein du cours d'eau et aider à en hiérarchiser les causes. Les principaux modèles existants, à l'époque, étaient des **modèles globaux**. J'ai ainsi mis en œuvre les modèles CREAMS et GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems du US Department of Agriculture), appliqués de façon globale sur les petits bassins de la Morcille (3,5 km²) et du Ruiné (7 km²) (Charente, bassin géré par le Cemagref à Bordeaux). Ces travaux ont été complétés par le DEA d'Emmanuelle Lonjaret qui a mené une **comparaison d'une approche globale** avec le CREAMS **et d'une approche semi-distribuée** avec le SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins-Water Quality du US Department of Agriculture). Ces trois modèles conceptuels assimilent le bassin versant (ou le sous bassin dans le cas de l'approche semi-distribuée) à **une entité homogène équivalente** caractérisée par des **paramètres globaux équivalents**. Ces approches sont intéressantes car elles nécessitent moins de paramètres que les approches spatialisées. Les résultats obtenus ont montré qu'en général les concentrations et flux étaient sur-estimés mais qu'il était possible de discriminer les potentialités de transfert des substances phytosanitaires à l'échelle du bassin versant, de manière relative. Cependant, il était **délicat de remonter au rôle de l'occupation du sol** et, en particulier, **au rôle des interfaces**, qui n'étaient considérées qu'en terme de pourcentage d'occupation du sol et n'exerçaient qu'un pouvoir de dilution globale des flux de polluants (T2, T4). Leur pouvoir spécifique de rétention n'était pas considéré ni l'influence de leur positionnement spatial vis-à-vis des parcelles traitées et du cours d'eau. A travers ces résultats et ceux acquis dans les axes 1 et 2, mon équipe a formulé l'hypothèse **qu'une intégration plus approfondie et pertinente de l'influence de l'hydrologie et des chemins de circulation de l'eau** sur l'effectivité des transferts de substances phytosanitaires à l'échelle du petit bassin versant était nécessaire, pour parvenir à une estimation plus réaliste des flux. C'est sur cette hypothèse que nos travaux se sont fondés à travers le développement d'une démarche commune de **modélisation spatialisée** à l'échelle du petit bassin versant. Ma contribution dans cette voie a principalement consisté, jusqu'à présent, en l'élaboration d'un **indicateur spatialisé composite** de la dissipation des phytosanitaires au sein d'un réseau de fossés, en collaboration avec l'INRA de Montpellier. Cet indicateur résulte du croisement i) d'un indicateur de collecte, qui prend en compte la surface traitée en amont de chaque bief ainsi que le type de connexion au bief (directe, bande de terre plus ou moins enherbée, ...), ii) d'un indicateur de transfert, qui prend en compte la rapidité de l'écoulement dans chaque bief selon la rugosité du fond, et iii) d'un indicateur de rétention, qui prend en compte les potentialités de piégeage des substances phytosanitaires au sein des matrices organo-minérales occupant le fossé. Il a permis de réaliser **une typologie des fossés vis-à-vis de leur rôle de dissipation des substances phytosanitaires**. Cette typologie présente aussi l'intérêt de mettre en avant la grande **complexité de l'organisation spatiale** de ces systèmes et la **variabilité spatio-temporelle** de leur capacité de rétention des phytosanitaires (P12).

Le travail d'intégration de ces résultats, ainsi que ceux de l'équipe acquis aux échelles locales, au sein d'une modélisation spatialisée sur l'ensemble d'un bassin versant représente un enjeu scientifique majeur. Les avancées dans ce sens sont surtout pilotées par mes collègues Nadia Carluier (thèse de Flora Branger, 2006 ; Projet Miriphyque) et Claire Lauvernet qui travaillent au développement de

modules simplifiés spécifiques (de parcelles drainées et de haies), au sein d'une plate forme de modélisation devant permettre les couplages spatio-temporels (en collaboration interne et externe au Cemagref).

Axe 4 : Mieux évaluer les dynamiques spatiales et temporelles des flux et les formes du transport

Mieux comprendre et caractériser la dynamique de la contamination des cours d'eau est une étape nécessaire d'une part, pour **valider les modèles** ayant pour objectif de faire le lien avec les causes et, d'autre part, pour **mieux évaluer le niveau d'exposition** auquel le milieu aquatique est soumis.

La littérature, dont la thèse de Jean-François Munoz, ont montré que cette contamination s'exprime de façon très variable dans le temps et l'espace au niveau des têtes de bassin, en fonction de l'occurrence des pluies et du croisement des périodes pluvieuses et des périodes d'application. Sur le bassin de la Morcille les crues peuvent être très rapides (moins de trois heures), ce qui implique un suivi adapté si on souhaite les piéger. C'est pourquoi, lorsque j'ai été en charge du suivi de la qualité à la station hydrométrique sur le petit bassin versant de la Morcille, à partir de 2001, j'ai participé à l'**adaptation de la stratégie d'échantillonnage** pour mieux approcher **les flux moyens en crue**. En particulier, les échantillons moyens hebdomadaires ou ponctuels réalisés par Jean-François Munoz ne permettaient pas d'isoler proprement la contribution d'une crue. J'ai donc contribué à la mise en place **un échantillonnage automatique déclenché et pondéré en fonction de la hauteur d'eau**. L'objectif final visé était, alors, d'évaluer la variabilité temporelle des flux à l'échelle d'une année, et de mettre ces mesures en correspondance avec la **mise en œuvre de solutions correctives**. Le dispositif a ainsi permis de compléter le réseau de suivi de la qualité en appui aux diagnostics et plans d'action régionaux. J'ai pu estimer qu'un taux de transfert annuel par substance inférieur à 0,5% par rapport aux applications pouvait, cependant, suffire à engendrer des concentrations moyennes en crue supérieures à 10 µg/l, pour les molécules les plus mobiles (des herbicides), classant la Morcille en **cours d'eau de qualité mauvaise** selon les critères du Système d'Evaluation de la Qualité des Agences de l'Eau. Ces données ont également servi au calage et à la vérification du travail de modélisation globale ou semi-distribuée exposé dans l'axe 3.

Une **analyse plus fine de la dynamique des transferts de substances phytosanitaires à l'échelle d'un petit bassin versant viticole** Alsacien (Rouffach) a été réalisée, à travers la thèse de Nicolas Domange ((P10, C17, C18, C57, C59). Son travail a confirmé la rapidité des écoulements de surface sur ce type de bassin et la nécessité de développer des stratégies d'échantillonnage adaptées pour le piégeage des crues. Il fait partie des rares études qui permettent de suivre **l'évolution des concentrations en substances phytosanitaires au cours d'une crue à l'exutoire d'un petit bassin versant**, pour une **large gamme de substances** aux propriétés physico-chimiques variées. Ce suivi a fait l'objet d'une **analyse de la qualité des mesures** de concentrations en prenant en compte toute la chaîne d'acquisition de la mesure depuis le prélèvement sur le terrain jusqu'à la valeur quantifiée des concentrations, au niveau du chromatogramme (C18). L'analyse de l'intensité des pluies, de la dynamique temporelle des concentrations à l'exutoire, combinée avec la connaissance relativement fine des usages et de l'occupation des sols a permis de dégager **des pistes quant à l'origine spatiale de la contamination**. Cette thèse a été soutenue très honorablement en mars 2005. Nicolas Domange a ensuite réalisé un post-doctorat à l'Université catholique du Sacré Cœur de Piacenza en Italie, puis après un poste à Syngenta, en tant qu'expert en environnement et écotoxicologie, il est aujourd'hui chargé de mission « Pollutions Diffuses » à l'ONEMA.

Compte tenu du caractère fugace des crues et de la difficulté de leur échantillonnage correct un travail spécifique sur l'échantillonnage (ponctuel ou intégratif, actif ou passif) et le suivi spatio-temporel des concentrations en diverses substances phytosanitaires a été élaboré entre plusieurs équipes du Cemagref de Lyon (en particulier mon équipe et le Laboratoire d'analyses physico-chimiques) et de Bordeaux. Cela s'est traduit notamment par le post-doc de Marion Rabiet, que j'ai co-encadré avec mes collègues du Cemagref, et notre participation commune à divers projets (Papier-ECCO-Ecoger ; projet interne PESTEXPO, notamment). Ces travaux ont confirmé **l'importance des crues** dans le transfert des substances phytosanitaires dans un petit bassin versant à écoulements superficiels ainsi que **l'incidence de différentes stratégies d'échantillonnage** sur l'estimation **des flux et des concentrations** moyennes ou maximales (P19, T12, C22, C23, C27, C66, C69, C71). L'intérêt des

biofilms (assemblages de micro-organismes aquatiques) et des échantillonneurs passifs pour acquérir une meilleure estimation de la qualité de l'eau a également été mis en avant (C23, C34).

Dans cet axe, j'ai aussi cherché, assez tôt, **à développer des liens avec des spécialistes des impacts écotoxicologiques et plus largement écologiques**. Ce souci a été motivé par deux constatations : aux échelles spatiales qui nous intéressent (le petit bassin versant), l'enjeu majeur direct est rarement la production d'eau potable et, par ailleurs, **la préservation ou la reconquête d'un bon état écologique** passe par la mise au point **d'indicateurs biologiques pertinents**, que ce niveau d'échelle peut permettre de valider. Deux difficultés principales émergeaient cependant : parvenir à persuader **des spécialistes des effets** (microbiologistes, écotoxicologues) de l'intérêt à travailler avec **des hydrologues et des chimistes**, et parvenir à mobiliser ces équipes sur **un site de terrain commun**, avec toutes les sources d'incertitude sur les relations causes-effets qui s'y rattachent. Pour ces raisons, ce rapprochement a pris du temps et a été le fruit de divers échanges dont certains sont encore en cours. Les réflexions menées à travers, notamment, l'action incitative Etat Ecologique du Département Gestion des Milieux Aquatiques du Cemagref (1999-2001), l'avancée des recherches dans le cadre de divers programmes (AQUAE 2000-2002, programme Pesticide du MATE 2000-2003), la mise en exergue des enjeux sous-jacents par la DCE et la volonté réciproque d'ouverture pluri-disciplinaire ont cependant permis d'élaborer progressivement des projets communs. En cela, mon collègue Bernard Montuelle, microbiologiste au Cemagref, a été d'une aide précieuse. **Il a permis d'initier un premier rapprochement** au sein d'un projet du CPER Rhône Alpes (2003-2006). Nos réflexions communes ont été à l'origine de la labellisation **du site Ardières-Morcille comme site atelier de la Zone Atelier du Bassin du Rhône** (ZABR) et de **la co-construction**, avec des collègues chimistes du Cemagref et des chercheurs de l'INRA, de l'ENESAD et de l'Université de Bourgogne **du projet multidisciplinaire Papier** dans le cadre du programme ECCO-ECOGER. Ce dernier visait en effet l'étude des relations entre, d'une part, les structures paysagères, les transferts hydriques et les flux géochimiques, et, d'autre part, l'état écologique des milieux aquatiques (2005-2008). Cette structuration a servi de socle pour l'élaboration d'un projet plus focalisé sur les effets de la dynamique de la contamination par les substances phytosanitaires au sein des petits cours d'eau sur les organismes aquatiques, et qui, en plus de spécialistes de l'écologie microbienne du Cemagref et de l'INRA, associait des écotoxicologues du Cemagref et de l'Université Claude Bernard (Padyma, programme EC2CO) (P14, P17, C13, C14, C19, C56, C67, C71).

Elargissement de mes activités d'animation de la recherche :

Conjointement à mes activités de recherche au sein de l'équipe Pollutions Diffuses, le Département Scientifique Gestion des Milieux Aquatiques du Cemagref m'a confié en 1999 **une mission d'animation d'un Thème de Recherche** (TR), relatif aux transferts d'eau et de polluants au sein des bassins ruraux aménagés, dans l'objectif d'identifier les processus clés et de développer des méthodes de diagnostic et de compensation. Cette mission a été reconduite en 2004 pour 4 années, suite à une évaluation positive.

Dans ce cadre, j'ai été amenée à animer la recherche de façon transversale, et en lien étroit avec les unités de recherche qui constituent les entités locales administratives et de gestion. Les équipes sollicitées pour participer à ce thème n'ayant pas forcément, à l'origine, des objectifs et méthodes homogènes, une première phase, essentielle, a consisté à définir **un cadre de recherche commun et à formuler des objectifs cohérents** recueillant le maximum d'adhésion de la part des scientifiques concernés. Le cadre défini devait, notamment, être propice à l'émergence de recherches complémentaires et harmonisées, voire collectives, entre les équipes constitutives, en vue d'atteindre les objectifs fixés. Il devait aussi **afficher un positionnement clair du travail de recherche proposé vis-à-vis des recherches en cours d'autres organismes** (notamment l'INRA, le CNRS, les Universités).

Dans ce sens, et avec l'aide des équipes impliquées, j'ai été amenée à formaliser l'ensemble de ces données et objectifs à travers la rédaction d'un **référentiel pluriannuel d'objectifs**, établi sur la durée d'un plan stratégique du Cemagref. Il a constitué une base importante pour les activités du thème de recherche et son évaluation.

En 2004, le thème regroupait cinq équipes du Cemagref, au sein de trois unités de recherche réparties sur trois sites : Lyon (équipe « Pollutions diffuses », « laboratoire des Micropolluants organiques » et

équipe « Hydrologie-hydraulique », Antony (équipe « Transfert dans les agrosystèmes », notamment les territoires drainés) et Bordeaux (équipe « Qualité des eaux ») (soit 15,25 Equivalents Temps Pleins d'Ingénieurs et Chercheurs).

Ce thème s'organisait autour de trois axes de recherche principaux qui se recoupent pour partie avec les axes de recherche de mon équipe Pollutions Diffuses :

1. **Etude et modélisation des processus élémentaires de transfert au sein des discontinuités hydrologiques de versants (fossés, drains, dispositifs tampons)** : intégration des cycles biogéochimiques des polluants, interaction avec les matières organiques des sols et du réseau hydrographique élémentaire. Généralisation (transposition) des connaissances acquises sur certaines molécules.
2. **Stratégies de représentation et mise en œuvre de modélisation à l'échelle des versants et des bassins versants élémentaires aménagés** : changement d'échelle, spatialisation, hiérarchisation des processus, agrégation, modélisation spatialisée.
3. **Développements méthodologiques pour l'amélioration des pratiques d'ingénierie environnementale** visant à la limitation/compensation d'impacts : mise au point de règles de dimensionnement, des protocoles de suivi et d'évaluation.

Ces axes ont été complétés par des **réflexions transversales** relatives, en particulier, à la **modélisation** (quels modèles pour quels objectifs et quelles échelles ?), aux **développements instrumentaux et analytiques** (harmonisation des stratégies d'échantillonnage et d'analyse, notamment au sein des matrices complexes, développement de capteurs, évaluation de l'incertitude et de la qualité de la mesure) et au **développement de bases d'informations harmonisées**, en appui aux recherches du thème sur les bassins versants.

Les principaux résultats et produits, peuvent être classés en quatre grandes catégories :

- Approfondissement et valorisation scientifique des connaissances acquises sur les processus élémentaires et leur modélisation. Mise en œuvre des outils numériques adaptés.
- Mise au point collective (ou appropriation) d'un groupe restreint d'outils de modélisation hydrologique.
- Contribution au développement d'une approche de modélisation spatialisée à base physique à l'échelle du bassin versant ; apport spécifique : construction d'un module dédié à la prise en compte du rôle des zones d'interface dans le transfert d'eau et de produits associés.
- Développement d'une compétence collective et opérationnelle en matière d'ingénierie environnementale.

Autres activités scientifiques :

Parallèlement à mes activités de développement des connaissances, d'encadrement d'étudiants et d'animation interne de la recherche, j'ai été amenée progressivement à intervenir aux différents niveaux suivants :

- participation à des comités de pilotage de thèses et des jurys de thèses ou d'HDR,
- participation à l'animation de la recherche hors Cemagref,
- participation à des projets de recherche et développement,
- diffusion et valorisation des résultats de la recherche via :
 - o des publications ou communications scientifiques ou techniques (mentionnées ci-dessus),
 - o la participation à l'organisation de congrès nationaux et internationaux,
 - o le transfert des connaissances vers différents acteurs concernés par la thématique, et, en particulier, ceux impliqués dans la décision publique (Commission Européenne, Ministères de l'Agriculture, de l'Environnement et services déconcentrés (DRAF, DIREN)),
 - o la réalisation de cours en formations initiale et continue,
- participation à des groupes de réflexion scientifique, des groupes d'évaluation et de coordination de la recherche,
- participation à des évaluations de projets et d'articles scientifiques.

Le détail de ces activités est donné dans mon CV détaillé en annexe 6.

V. Annexe 6 : Curriculum Vitae détaillé

Véronique Gouy

équipe Pollutions Diffuses

UR Milieux aquatiques, Ecologie et Pollutions

IRSTEA

3, bis quai Chauveau, CP220,

69336, Lyon cedex 09 – France

Tél : 04 72 20 87 94 - Fax : 04 78 47 78 75

mél : veronique.gouy@irstea.fr

Sommaire

.....	135
Etat Civil :	137
Diplômes et titres :	137
Fonctions actuelles :	137
Formation antérieure :	137
Langues :	137
Stages de formation complémentaire :	138
Compétences spécifiques :	138
<i>Disciplinaires</i>	138
<i>Techniques</i>	138
<i>Informatiques</i>	138
Activités administratives et d’animation scientifique :	139
Encadrement de travaux de thèse et post-doctorat :	139
Participation à des comités de pilotage de thèses :	140
Participation à des jurys de HDR et de thèse :	140
Activités d’enseignement :	141
<i>Formation initiale (2° et 3° cycles) :</i>	141
<i>Formation continue :</i>	142
Encadrement d’étudiants de 2° et 3° cycle (hors thèse et post-doctorat) :	142
Encadrement de personnel en Contrat à Durée Déterminée :	143
Participation à des jurys de concours internes et externes au Cemagref (TR, AI et IE).	143
Participation à des groupes de réflexion, d’évaluation et de coordination de la recherche :	143
<i>A vocation scientifique et technologique :</i>	143
<i>A vocation d’appui aux services publics :</i>	144
Organisation de congrès et participation à des comités de coordination scientifique de congrès :	145
Activité d’évaluation de projets et d’articles scientifiques :	145
<i>Evaluation de projets scientifiques :</i>	145
<i>Evaluation de projets de thèse externes :</i>	146
<i>Relecture pour des revues :</i>	146

Participation à des contrats de recherche :	146
Participation à des contrats opérationnels :	147
Publications scientifiques :	147
<i>Publications dans des revues scientifiques à comité de lecture :</i>	147
<i>Publications dans des revues techniques à comité de lecture :</i>	149
<i>Ouvrages, chapitres d'ouvrages :</i>	150
<i>Publications dans des actes de colloques :</i>	150
<i>Actes de congrès :</i>	156
<i>Articles dans des revues de vulgarisation :</i>	156
Principaux rapports scientifiques et techniques :	157
<i>Issu de l'animation scientifique du thème de recherche interne au Cemagref :</i>	157
<i>Issus de projets de recherche :</i>	157
<i>En appui à l'ONEMA :</i>	159
<i>En appui à la Commission européenne :</i>	159
<i>En appui aux Ministères de l'Agriculture ou de l'Environnement (ou services déconcentrés) :</i>	159
Encadrement d'étudiants en 2° ou 3° cycle et post-doctorants – détail :	160
<i>Thématique « Modéliser le transfert des pesticides vers les eaux de surface »:</i>	160
<i>Thématique « Comprendre et modéliser les flux de substances phytosanitaires au sein des interfaces »:</i>	161
<i>Thématique « Mieux évaluer les dynamiques spatiales et temporelles des flux et les formes du transport »:</i>	162
<i>Thématique « Acquérir des informations relatives au milieu physique et aux actions anthropiques »:</i>	162

Etat Civil :

Véronique Gouy
Née le 26 Juillet 1966 à Bourges (Cher)
Nationalité Française
45 ans,
Mariée, 2 enfants

Diplômes et titres :

2006. Titre de **Chevalier du Mérite Agricole**
1993. **Docteur** de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg en *Sciences et Techniques de l'Eau*.
1990. **Ingénieur des Travaux Ruraux** de l'Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires de Strasbourg (ENITRTS).

Fonctions actuelles :

Depuis 1993 : Ingénieur-chercheur dans l'équipe Pollutions Diffuses du Cemagref de Lyon.
1999-2003. **Mission d'animation d'un thème de recherche (TR) sur les « Transferts diffus des polluants d'origine agricole »** du Département Scientifique Gestion des Milieux Aquatiques.
2004-2008 **Mission d'animation d'un TR sur les « Transferts d'eau et de polluants au sein des bassins ruraux aménagés »** du Département Scientifique Ressources en Eau Usages et Risques.

Formation antérieure :

1990-1993. **Thèse** de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (ULP), accueil Cemagref de Lyon : *Modélisation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles* (mention très bien avec félicitations).
1989-1990. **DEA Sciences et Techniques de l'Eau**, ULP - ENITRTS.
1987-1990. **Elève ingénieur** à l'Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires de Strasbourg.
1984-1987. **Classes Préparatoires aux Grandes Ecoles** : *Biologie, Mathématiques Supérieures et Spéciales*, Lycée Louis Barthou, Pau.
1984. **Baccalauréat** série D (Mathématiques, Physique, Biologie), Lycée Maine de Biran à Bergerac (24) (mention très bien).

Langues :

Anglais : courant, Espagnol : bases solides (oral et écrit).

Stages de formation complémentaire :

Langues : Anglais : perfectionnement (Chambre de Commerce de Lyon, 70 h/an, 1999 et 2000) ; prise de parole en public (American Teachers, 6 h, 2010).

Informatique : Formation en sécurité informatique (CFGF Villeurbanne, 8 h, 1999) ; formation pour la gestion des informations géographiques en vue de représenter les transferts d'eau superficielle avec ArcGis (AgroParisTech, 20h, 2010).

Animation de la recherche :

- séminaires annuels de l'encadrement du Cemagref (2 jours/an de 2000 à 2006)
- formation à la facilitation de projet (oral et écrit) (11 jours répartis sur 2005 et 2006).

Formation de sauveteur secouriste du travail.

Compétences spécifiques :

Disciplinaires

Hydrologie, chimie de l'environnement, instrumentation, modélisation sciences de l'ingénieur (domaine eau, environnement, agriculture).

Appliquées au transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface et à l'aménagement des bassins versants agricoles.

Techniques

- Bases de l'analyse des substances phytosanitaires en chromatographie gazeuse, manipulation et analyse de substances phytosanitaires marquées au ^{14}C par scintillation liquide.
- Maîtrise des techniques d'échantillonnage d'eau pour l'analyse des substances phytosanitaires (manuel ou automatique, avec asservissement à la hauteur d'eau, au volume passé ou au temps).
- Bases des techniques de mesure hydrométrique et pluviométrique au sein de petits cours d'eau.

Informatiques

- Maîtrise de la mise en œuvre de logiciels scientifiques (modèles mathématiques de transport de substances phytosanitaires dans le sol et les fossés).
- Bases d'utilisation d'outils de gestion ou spatialisation de données (Access, Arc View 3, ArcGis).
- Maîtrise d'outils de bureautique (Word, Excel, Power point, Acrobat, ...).

Activités administratives et d'animation scientifique :

- 2010 **Animation du sous axe « Mesure, compréhension et modélisation des processus »** de l'axe « Représentations et modélisations du cycle de l'eau et des aléas associés ; prise en compte de la variabilité naturelle et des effets anthropiques » du TR ARCEAU « Aléas et Risques liés au Cycle de l'EAU ».
- 2009 **Participation à l'élaboration du plan stratégique 2009-2012 du Cemagref**
- 2004-2009 **Animation du thème de recherche (TR) PHYLEAU** « Transferts d'eau et de polluants au sein des bassins ruraux aménagés : processus, diagnostic, compensation », issu de la restructuration du TR TRANSPOL, **mission du Département Ressources en Eaux, Usages et Risques du Cemagref** ; ce TR regroupant cinq équipes au sein de trois unités de recherche (15,25 Equivalents Temps Pleins d'Ingénieurs et Chercheurs).
- 2004 **Participation à l'élaboration du plan stratégique 2004-2008 du Cemagref**
- 2001-2004 **Participation à la réflexion relative à la constitution de l'Institut des Sciences Analytiques** à Lyon puis **au pôle Rhône-Alpes Environnement** dans le but de fédérer les initiatives de recherche et de formation, et de renforcer les liens sciences-société dans le domaine de l'environnement et du développement durable.
- 2000-2004 **Animation du thème de recherche TRANSPOL** « Transfert diffus de polluants d'origine agricole – déterminants et solutions correctives », **mission du Département Gestion des Milieux Aquatiques du Cemagref** ; ce TR regroupant cinq équipes au sein de quatre unités de recherche (8,5 Equivalents Temps Pleins d'Ingénieurs et Chercheurs).
- 2000 **Participation au montage du laboratoire commun Ecosystèmes et Changements Environnementaux** entre le Cemagref et l'Université Joseph Fourier, Grenoble.
- 1997 **Animation de l'équipe Pollutions Diffuses** (2 Ingénieurs docteurs et 1 IR)
- 1993 - 2000 **Fonction interne de correspondante en informatique** pour l'équipe Pollutions Diffuses

Encadrement de travaux de thèse et post-doctorat :

Co-encadrement de la thèse d'Olivier Boutron (Cemagref – Université Claude Bernard, Directeur de thèse : Jean-Marc Chovelon, Laboratoire d'Application de la Chimie à l'Environnement, UMR 5634) sur l'étude de l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert des produits phytosanitaires dans les fossés agricoles : approches expérimentale et numérique. Co-encadrement de C. Margoum (2005-2009). **Prix scientifique de l'International Geosynthetics Society.**

Co-encadrement du post-doctorat de Yang Xi, co-financé par la Région Rhône-Alpes et la Fondation Franco-chinoise, sur l'étude des potentialités de photodégradation de substances phytosanitaires adsorbées sur des géo-matériaux, en collaboration avec l'Institut de Recherche sur la Catalyse de Lyon – Université Claude Bernard. Co-encadrement de M. Coquery et C. Margoum (2006-2008).

Co-encadrement du post-doctorat de Marion Rabiet sur l'évaluation des transferts et de la spéciation (phases liquide/solide) des contaminants dans un cours d'eau de bassin versant agricole. Co-encadrement de M. Coquery et N. Carluier, Cemagref. (2006-2007).

Co-encadrement du post-doc d'Arnaud Boivin en contrat d'Attaché Scientifique Contractuel de l'INRA au Cemagref sur l'évolution de la disponibilité des substances phytosanitaires dans une zone tampon enherbée. Co-encadrement de N. Carluier. (2005-2007).

Co-encadrement de la thèse de Nicolas Domange (ENGEES-Cemagref, Directrice de thèse : Michèle Trémolières, CEVH, ENGEES - ULP, Strasbourg), sur le transfert des phytosanitaires en milieu viticole alsacien . Co-encadrement de C. Grégoire (encadrante principale) (2001-2005).

Encadrement de la thèse de Christelle Margoum, (Cemagref, Directeur de thèse : Michel Tissut, Université Joseph Fourier à Grenoble), sur le devenir des phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. (1999-2003). **Prix Phytopharma 2004** (prix conjoint Groupe Français des Pesticides et Bayer Crop Sciences).

Participation à des comités de pilotage de thèses :

Elodie Passeport, (Cemagref – Directeur de thèse Yves Coquet, INRA, AgroParisTech), sur la compréhension et l'optimisation des zones humides artificielles vis-à-vis de la dissipation des produits phytosanitaires (2007-2010).

Julie Wolfhart, (UMR INPL-ENSAIA-INRA Agronomie et Environnement, Nancy-Colmar, Directeur de thèse Philippe Girardin, INRA), sur la construction d'un indicateur de risque de transfert de pesticides vers les eaux de surface à l'échelle du bassin versant (2006-2008).

Stéphanie Madier, (ITR en FCPR à l'ENGEES/CEVH. Directeur de thèse Thierry Leviandier), sur les mesures et modélisations de transferts de produits phytosanitaires : quantification des incertitudes et définition de protocoles (2004-2007).

Flora Branger, (IGREF en FCPR au Cemagref Lyon. Directeur de thèse Michel Vauclin, LTHE), sur l'impact de l'organisation du paysage sur le transfert de produits phytosanitaires vers les eaux de surface – modélisation à l'échelle du petit bassin versant (2003-2006).

Christel Moreau, (Cemagref - Directeur de thèse Philippe Garrigues, Université Bordeaux I, Laboratoire de Physico- Toxico- Chimie), sur l'interaction des phytosanitaires avec la matière organique des cours d'eau (2001-2007).

Jean-Guillaume Lacas, (ITR en FCPR au Cemagref de Lyon. Directeur de thèse Marc Voltz, INRA de Montpellier), sur la modélisation des transferts d'eau et de polluants au sein des dispositifs enherbés (2002-2005).

Dominique Munaron, (Cemagref - Directeur de thèse Pierre Scribe, Université Paris VI, Laboratoire de Biogéochimie et Chimie Marines), sur les apports de pesticides aux eaux du littoral Poitou-Charentes (2001-2004).

Ismaël Madrigal, (INRA Paris Grignon. Directeur de thèse Raoul Calvet), sur les mécanismes de dissipation des pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés – rôle des matières organiques (1999-2004).

Julien Tournebize, (ITR en FCPR à l'ENGEES- Directeur de thèse Philippe Ackerer, IMFS), sur l'impact de l'enherbement du vignoble alsacien sur le transfert des nitrates (1999-2001).

François Colin (UMR Cemagref-ENGREF – Directeur de thèse : Ghislain de Marsily, Université Paris VI, Laboratoire de géologie Appliquée), sur l'impact de la structure de l'espace agricole sur la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires (1996-2000).

Participation à des jurys de HDR et de thèse :

Laetitia Comorretto, thèse, (Université de Provence) sujet : Etude des herbicides dans la phase dissoute des eaux superficielles Camarguaises. Apport, Transfert et Devenir. 2009.

Olivier Boutron, thèse, sujet : C.F. ci-dessus « encadrement de thèses », 2009.

Christelle Moreau, thèse, sujet : C.F. ci-dessus « participation à des comités de pilotage de thèses », 2007.

Sylvie Dousset, HDR présentée à l'Université de Bourgogne, UFR Sciences de la Terre et de l'Environnement, sur l'étude du transfert de pesticides dans les sols, exemple de divers herbicides organiques de synthèse et d'un produit minéral : le cuivre, 2005.

Sophie Guimont, thèse, (ENSAIA-INPL / INRA) sur le devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol, 2005.

Nicolas Domange, thèse, sujet : C.F. ci-dessus « encadrement de thèses », 2005.

Marie Thiollet, thèse, (UMR INPL(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar), sur la construction d'un indicateur évaluant l'impact environnemental des pratiques phytosanitaires sur les eaux de surface à l'échelle du bassin versant viticole, 2004.

Dominique Munaron, thèse, sujet : C.F. ci-dessus « participation à des comités de pilotage de thèses », 2003.

Christelle Margoum, thèse, sujet : C.F. ci-dessus « encadrement de thèses », 2003.

Activités d'enseignement :

Formation initiale (2° et 3° cycles) :

- Participation à l'organisation d'une semaine de **formation de terrain d'élèves en 3^{ème} année à l'Institut National Agronomique**, option Aménagement et Analyse spatiale (AMAS) sur le thème de l'aménagement et la gestion des eaux à l'échelle d'un bassin versant 15h, **2007, 2008**.
- **Master 2 Méthode de Recherche en Environnement et Santé, Faculté de Médecine, Université Joseph Fourier de Grenoble. Module Modélisation en Santé Environnement.** Intervention sur le thème « Evaluation du risque environnemental lié au transfert des phytosanitaires vers les eaux de surface : apports de la modélisation », 3h30, **(2004 - 2009)**.
- Participation aux **jurys d'évaluation des Travaux de Fin d'Etude** des élèves ingénieurs de l'ENGEES, 20h, **2007**.
- **DESS Sciences et Techniques de la Vigne et du Vin dans l'Environnement de l'Institut d'œnologie, Université de Bordeaux I.** Intervention sur le thème « risques de transfert des phytosanitaires en viticulture et solutions », 3h, **2001**.
- **Licence professionnelle Des agrosystèmes aux territoires: outils pour une gestion intégrée,** », Faculté de Biologie Cellulaire Végétale, Université Joseph Fourier de Grenoble. Intervention sur le thème « Contamination des eaux par les produits phytosanitaires : facteurs clés et limitation des entraînements », : 3h, **2003, 2005**.
- **Formation spécialisée d'élèves ingénieurs : 3° année en vue de l'obtention du Diplôme d'Agronomie Approfondie de l'ENSAM, en Agro-Environnement : "Gestion de l'Eau, des Milieux cultivés et de l'Environnement", module "Sol et transferts d'eau, de matière et de polluants".** Intervention sur le thème « Homologation européenne et modélisations du transfert des produits phytosanitaires », 3h, **2004**.
- **Formation en 2° année d'élèves ingénieurs de l'ENSAM. Module sur les bases écologiques de la protection des cultures.** Intervention sur le thème « impact de la lutte phytosanitaire sur le fonctionnement des agro-systèmes : la question des résidus », 3h par an, **1993-1994**.

Formation continue :

- **AgroParisTech ENGREF** de Paris sur le thème « méthodes de suivi et de diagnostic de l'évolution de la qualité de l'eau sur bassins versants : application au cas des pesticides », 2h, **2008, 2009, 2011.**
- **ENGREF de Clermont-Ferrand :**
 - sur le thème « méthodes de suivi de la qualité de l'eau sur bassin versant : application au cas des pesticides », 3h, **2007,**
 - sur le thème « les produits de traitement des cultures : usages, enjeux et approches environnementales », 3h, **2000, 2003.**
- **Maison familiale de Charentais (69)** : formation sur le thème des modalités de transfert des pesticides vers les eaux de surface et solutions correctives. 3h, **2002.**
- **ENGREF de Montpellier** sur le thème de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires, 3h30, **1999.**
- **Association Nationale de Protection des Plantes (ANPP)**, à Paris sur le thème « transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface : expérimentations et modélisations existantes », 3h, **1997.**

Encadrement d'étudiants de 2^o et 3^o cycle (hors thèse et post-doctorat) :

Alice Patissier, 2011. **Stage Master 2.**
Florian Frésard, 2010. **Stage Master 2.**
Lucile Lacour, 2010. **Stage 4^o année d'école d'ingénieur.** Co-encadrement.
Giraud Romain, 2009. **Stage Master 1.**
Faidix Karine, 2008. **Stage Mastère.**
Brochier Valentine, 2008. **Stage de 3^o année d'école d'ingénieur.**
Bastien Marquier, 2007. **Stage de Master Pro.**
Courbis Charlotte, 2006. **Stage de fin d'étude d'ingénieur.**
Escot Guillaume, 2005. **Stage de Master 1.**
Carrier Xavier, 2004. **Stage de DESS.**
Petat Benoît, 2004. **Stage de DESS.**
Mantelin Marie-Hélène, 2003. **Stage de fin d'étude d'ingénieur.**
Dages Cécile, 2002. **Stage de fin d'étude d'ingénieur.**
Grellier Nelly, 2002. **Stage de fin d'étude d'ingénieur.** Co-encadrement.
Domange Nicolas, 2001. **Stage de DEA et fin d'étude d'ingénieur.**
Zine El Abidine Mohammed, 2001. **Stage de DEA.** Co-encadrement.
Savet Olivier, 2001. **Stage de fin d'étude d'ingénieur.**
Genaux Guillaume, 2000. **Stage d'élève ingénieur.**
Chevalier Bertrand, 1999. **Stage de maîtrise.**
Garon-Boucher Christelle, 1998. **Stage de DEA.**
Charnay Lionel, 1998. **Stage de DEA.**
Naigeon Lancelot, 1998. **Stage de fin d'étude d'ingénieur.**
Lonjaret Emmanuelle, 1995. **Stage de DEA.**
Razafindratsimba Marcel, 1994. **Stage de DEA.**

Encadrement de personnel en Contrat à Durée Déterminée :

Gauthier Rousseau, **titulaire d'un Master 2 Hydrologie-Hydrogéologie** de l'Université Pierre et Marie Curie (Paris 6) 2011-2012 (8 mois), pour la mise en œuvre et le test préliminaire d'une instrumentation de suivi de l'eau et de substances phytosanitaires dans le sol au sein d'un versant viticole (Beaujolais). On cherchera en particulier à développer une stratégie de mesure et d'échantillonnage des substances phytosanitaires dans les écoulements latéraux à faibles profondeurs.

Karine Faidix, **Ingénieur agronome spécialisée en systèmes d'information géographiques en CDD de 19 mois à 80% en 2009-2010**, sur i) l'élaboration et le test d'une méthode d'agrégation (spatiale) d'informations spatialisées et temporelles à l'échelle d'un bassin versant, ii) le développement de l'architecture informatique d'un modèle conceptuel de données de système d'information environnemental dédié à la contamination des eaux de surface par les substances phytosanitaires. Co-encadrement.

Sébastien Rahoux, **Ingénieur agronome, en CDD de 9 mois en 2002**, sur l'apport des données du site expérimental de la Jaillière (ITCF) à la compréhension du transfert des substances phytosanitaires en parcelle drainée. Co-encadrement.

Participation à des jurys de concours internes et externes au Cemagref (TR, AI et IE).

Participation à des groupes de réflexion, d'évaluation et de coordination de la recherche :

A vocation scientifique et technologique :

- **Membre du Conseil Scientifique du Programme de recherche** « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides », 2009-2012, du MEEDDM (2010-).
- **Coordinatrice scientifique du site atelier Ardières-Morcille** labellisé Site Atelier de la Zone Atelier du Bassin du Rhône (ZABR), (2010-).
- **Membre du Comité d'examen éditorial (Editorial Review Board) du journal** "International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems" (2009 -)
- **Membre du conseil scientifique du GIS ORACLE** (Cemagref, UPMC, CNRS, ENS Ulm, INRA, AgroParisTech, IPSL, DIREN Ile de France, Météo France) : Observatoire de Recherche sur les bassins versants ruraux Aménagés, pour les Crues, Les Etiages et la qualité de l'eau (2007-).
- **Participation à l'élaboration d'un cadre de recherche au sein du cluster de Recherche en Environnement en Rhône Alpes** sur le thème : Evaluation des sources, de la spéciation et de la dynamique des contaminants chimiques dans les eaux à l'échelle des bassins versants (2006).
- **Co-animatrice scientifique du site atelier Ardières-Morcille** labellisé Site Atelier de la Zone Atelier du Bassin du Rhône (ZABR) et site fédérateur de la Région Rhône-Alpes (au sein du pôle Envirhôn'Alp) (2004-).
- **Membre du Conseil d'Administration du Groupe Français des Pesticides et secrétaire du bureau** depuis 2000.
- **Groupe de travail d'interface expertise / recherche** pour l'évaluation du risque lié aux phytosanitaires, piloté par la SSM (Structure Scientifique Mixte INRA-DGAL) qui a pour vocation de favoriser l'émergence de projets de recherche finalisés dans le domaine de l'évaluation du risque lié aux phytosanitaires : élaboration de programme, évaluation et suivi de projets (2001-2006).

- **Club CRIN Environnement** de l'association ECRIN (Echange et Coordination Recherche-Industrie), relatif au devenir des xénobiotiques dans le sol : production d'une synthèse collective (INRA, Cemagref, BRGM et Rhône-Poulenc), sur l'état des connaissances et pistes d'orientations de recherche dans le domaine (1999-2001).
- **Réseau scientifique européen COST 66** : « Fate of pesticides in the soil and the environment » Sous groupes « Modelling work » et « Out-door experiment » ayant donné lieu à la réalisation d'un recueil méthodologique des outils et techniques mis en oeuvre au niveau européen pour évaluer le devenir des phytosanitaires dans l'environnement (1993-1998).

A vocation d'appui aux services publics :

- **Appui à l'évaluation de risque a priori dans les procédures d'homologation des phytosanitaires :**
 - Pour la **Commission européenne**, Direction Générale de la Santé et de la Protection des Consommateurs (DG-SANCO) : groupe de travail européen FOCUS (FORum for the Coordination of pesticide fate models and their USE), chargé de définir et harmoniser les conditions de mise en œuvre de la modélisation pour le calcul des concentrations prévisibles dans l'environnement, dans le cadre de l'homologation européenne des substances phytosanitaires (directive 91/414/CE) :
 - Sous groupe « Surface Water Models », chargé du choix des modèles, (1994-1996),
 - Sous groupe « Surface Water Scenarios », chargé du développement des scénarios agro-pédo-climatiques associés (avec sites de référence), (1997-2003),
 - Sous groupe « Version Control of FOCUS Scenarios » chargé de la vérification et de la mise à jour des modèles et scénarios, (2000-).
 - ➔ Production de guides techniques et d'un outil intégré de référence au niveau européen (<http://viso.ei.jrc.it/focus/>).
 - Pour le **MAAPAR, DGAL** : groupe de travail "Pesticides dans l'environnement" de la Commission d'Etude de la Toxicité des Produits Antiparasitaires et Associés » (1993-2000).
- **Appui à l'évaluation de risque a posteriori (diagnostic des causes de contamination et proposition de solutions correctives) :**
 - Pour l'**ONEMA**, participation aux Groupes de Travail :
 - « GUIDE : Guide méthodologique pour une Utilisation pertinente des Indicateurs relatifs aux proDuits phytosanitairEs » 2010-2011.
 - « Méthodes pression-vulnérabilité-impact » pour l'évaluation du risque de contamination par les pesticides des masses d'eau superficielles au niveau national (2011-).
 - Pour la **DRAF Rhône-Alpes** : groupe de travail régional de la CROPPP (Cellule régionale d'observation et de prévention de la pollution par les pesticides), mis en place en 1991, sous l'égide du Préfet de Région et à la demande des Ministères chargés de l'Agriculture, de la Santé et de l'Environnement, afin de coordonner les actions de prévention de la pollution des eaux par les pesticides en Région Rhône-Alpes. Appui notamment dans le cadre de la mise en œuvre du Programme National de réduction de la Pollution des eaux par les Phytosanitaires, (1997-).

Organisation de congrès et participation à des comités de coordination scientifique de congrès :

- 2011 **Participation au comité scientifique** d'une conférence internationale intitulée « Innovative approaches for the management of environmental risks from plant protection products » des réseaux européens PEER-Euraqua. **Animatrice de session.**
- 2010 **Participation au comité scientifique** du séminaire sur "La réduction des pesticides agricoles, enjeux, modalités et conséquences" organisé par la SFER
- 2007 **Organisation d'un séminaire interne** sur le thème des pesticides à l'échelle de l'Etablissement
- 2006 **Participation au comité scientifique** du 36^{ième} congrès du GFP, organisé par l'Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg.
- 2005 **Participation au comité scientifique** du 35^{ième} congrès du GFP, organisé par l'Université de Marne la Vallée du 18 au 20 mai 2005 sur le thème « Produits phytosanitaires : Impact environnemental, gestion et traitements ».
- 2001 **Organisation** du 31^{ième} congrès du Groupe Français des Pesticides sur le diagnostic de la pollution des eaux par les phytosanitaires et solutions correctives, à Lyon. Participation aux comités d'organisation et scientifique.
Edition des actes et d'un numéro spécial de la revue Ingénieries-Eau-Agriculture-Territoires, sur les Phytosanitaires : « Transfert, Diagnostic et Solutions Correctives », 2001. Coordination V. Gouy et N. Carluier. Editions Cemagref.
- 1996 **Co-organisation** du séminaire conjoint GIP Hydrosystèmes / XXVI^{ième} congrès du Groupe Français des Pesticides, avec le GIP Hydrosystème et l'ENSAIA. Thème : les processus de transfert des phytosanitaires et leur modélisation dans les bassins versants. Nancy. Participation aux comités d'organisation, scientifique. **Edition des actes.** Coordination : R. Belamie, V. Gouy et J.-L. Verrel. Editions Cemagref.

Activité d'évaluation de projets et d'articles scientifiques :

Evaluation de projets scientifiques :

- **pour le NSERC** au Canada pour la sélection de projets stratégiques dans le domaine « Healthy Environment and Ecosystems » (2010),
- **pour l'ANR**, dans le cadre de l'appel d'offre PRECODD-ECOTECH (2010),
- **pour le MEEDDM**, dans le cadre du programme « Pesticides » 2009-2012 (2009).
- **pour l'ACTA**, dans le cadre de l'expertise sur des projet de recherche finalisée visant à renforcer la collaboration entre les laboratoires de recherche publique et les équipes des Instituts et Centres Techniques Agricoles (2004 et 2005),
- **pour le ministère de la Recherche**, dans le cadre du Programme National Ecosphère Continentale, « Processus et Modélisation » (ECCO), dans l'action thématique Ecotoxicologie et Ecodynamique des Contaminants : ECODYN (2003),
- **pour le ministère de l'Environnement**, dans le cadre des Programmes " Phytosanitaires " (2000, 2002),
- **pour le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada**, dans le cadre du programme de subventions d'occasions de recherche concertées (2001).

Evaluation de projets de thèse externes :

- o dans le cadre de l'Ecole Doctorale ABIES Agriculture, Alimentation, Biologie, Environnement, Santé (ENGREF, ENSP, ENSIA, ENVA, INA-PG, Universités Paris VII, XII et XI). (2000 et 2001).

Relecture pour des revues :

- o Agronomy for Sustainable Development (2011), International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems (2009), Environmental Science and Technology (2007), Journal of Environmental Quality (2008, 2001), Pest Management Science (2003), Weed Research (2002), Journal of Hydrology (2000), Chemosphere (1999), Water Research (1998) et actes de colloques (congrès IWA) : Water Science and Technology (2000).

Participation à des contrats de recherche :

- Programme ANR CESA, projet POTOMAQ (2012-2014) : « Potentiel Toxique dans les Milieux Aquatiques Continentaux : échantillonnage passif des pesticides et relations exposition/impacts sur les biofilms ».
- Contrat de recherche avec l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse, projet, (2011-2014) : « Evaluation de l'efficacité vis-à-vis du ruissellement de surface et des transferts latéraux dans le sol de différentes options de gestion utilisant un couvert enherbé (zones tampons rivulaires ou de versant, enherbement inter-rang) pour limiter la contamination des eaux de surface par les substances phytosanitaires dans le contexte du Beaujolais viticole de coteaux ». **Responsable.**
- Programme « Pesticides » du MEEDDM, Projet Miriphyque (2009-2012) : « Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque ».
- Programme LIFE, projet ArtWet (2006-2010) : « Mitigation of pesticides pollution and phytoremediation in Artificial WETlands ecosystems ».
- Programme interne Cemagref, Projet SIE Pesticides (2008-2010) : « Un Système d'Information Environnementale pour la réduction de l'impact des produits phytosanitaires sur l'environnement ».
- Programme interne Cemagref, Projet PESTEXPO (2008-2010) : « Evaluation de la qualité chimique et biologique des cours d'eau : pertinence, atouts, limites et domaine de validité d'un panel de méthodes d'échantillonnage *in situ* ».
- Programme National Ecosphère continentale et côtière : EC2CO-Cytrix, projet Padyrna (2006-2008) : « Déterminisme de l'impact des pesticides en cours d'eau : influence de la dynamique de l'exposition sur les effets biologiques », **responsable.**
- Programme National : ECCO-ECOGER "écologie pour la gestion des écosystèmes et de leurs ressources" , projet Papier (2005-2008) : « Relations entre structures paysagères, transferts hydriques et flux géochimiques, état écologique des milieux aquatiques ».
- Programme de recherche et développement de la Structure Scientifique Mixte DGAL-INRA sur l'évaluation du risque lié aux pesticides (2004-2007) : « Contribution à l'amélioration de l'évaluation du risque a priori pour les eaux superficielles par les phytosanitaires ». **responsable,**
- CPER Rhône-Alpes, Programme de Recherche Thématiques Prioritaires, Développement durable, (2003-2005) : « Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique ».

- Contrat de recherche pour le DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) au Royaume-Uni en collaboration avec le CEH (Centre for Ecology and Hydrology) Wallingford et ALTERRA (NL) (2002-2003) : « Pesticide movement to surfacewaters at the catchment scale, Phase I: The role of ditches/small streams ; Phase II : Modelling pesticides in ditches using TOXSWA », **co-responsable**,
- Programme “ Phytosanitaires ” du ministère de l’Environnement (2001-2003),
- Programme d’Actions Intégrées franco-Britannique « Alliance » : projet bilatéral Cemagref-CEH Wallingford-Cemagref (2001-2002), **responsable**,
- Programme National de Recherche en Hydrologie (2001-2002),
- Contrat de plan Etat-Région Pays de Loire (2000-2003),
- ASS INRA-Cemagref AQUAE (2000-2002),
- Action incitative du Département Gestion des Milieux Aquatiques du Cemagref sur la notion d’état écologique des systèmes aquatiques (1999-2002),
- Programme EUREKA « ISMAP » (1994-1997),
- PIREN Seine, Sous Groupe Bassins Versants Ruraux (1994-1996),
- AIP INRA « Ecodynamique des substances polluantes » (1993-1996), **co-responsable**,
- AIP Cemagref « Modélisation du transfert des pesticides ». 1993-1995, **responsable**.

Participation à des contrats opérationnels :

- Action Ecophyto (2012-2014) : « Développement d'outils et d'indicateurs pour mieux évaluer et gérer la chaîne pressions-impacts des pesticides sur les eaux de surface ». **Responsable**.
- Action 26 « Evaluation et remédiation de l’effet des pesticides ». Convention cadre Cemagref-ONEMA (2008-2011). **Responsable**.
- Contrats avec la Direction Générale de la Forêt et des Affaires Rurales du Ministère de l’Agriculture et de la Pêche (convention cadre 2005-2009),
- Contrats avec la Direction de l’Eau du Ministère de l’Ecologie et du Développement Durable (convention particulière 2001-2003, convention cadre 2003-2005, 2005-2006), **responsable**,
- Contrat avec la Direction Régionale de l’Environnement des Pays de Loire (2002-2004),
- Contrat avec la Chambre d’Agriculture du Rhône (Comité de Développement du Beaujolais), dans le cadre de la CROPPP (Cellule Régional d’Observation et de Prévention de la Pollution par les Pesticides de Rhône-Alpes) (2001-2003, 2005-2007), **co-responsable**.
- Contrat avec la Direction de l’Espace Rural et de la Forêt du Ministère de l’Agriculture et de la Pêche (1997, 2000-2003).

Publications scientifiques :

Publications dans des revues scientifiques à comité de lecture :

- P1. Belamie R., Gouy V. **1992**. Introduction des polluants dans le milieu fluvial sous l'angle du ruissellement des sols. *Océanis*, 18(5) : 505-521.
- P2. Gouy V., Belamie R. **1993**. Using the CREAMS pesticides transfer sub-model at a rainfall simulation scale. *Water science and technology*, 28(3-5) : 679-683.

- P3. Dur J.C., **Gouy V.**, Calvet R., Belamie R., Chaplain V. **1998**. Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide runoff measured under controlled conditions. *Comptes-rendus de l'Académie des sciences Paris, Sciences de la terre et des planètes - Earth and Planetary Sciences*, 327 : 405-411.
- P4. **Gouy V.**, Dur J.C., Calvet R., Belamie R., Chaplain V. **1999**. Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide run-off from soil using simulated rainfall. *Pesticide science*, 55 : 175-182.
- P5. Gril J.J., **Gouy V.**, Carluier N. **1999**. Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires, de la parcelle au bassin versant. *La Houille blanche*, 5 : 76-80.
- P6. **Gouy V.**, Massé J., Réal B., Dubernet J.F. **2000**. Transfert des produits phytosanitaires : expérimentation en milieu naturel. Pesticide transfer : Experimentation in natural environment *Hydrogéologie*, 1 : 57-65.
- P7. Rekolainen S., **Gouy V.**, Francaviglia R., Eklo O.M., Barlund I. **2000**. Simulation of soil water, bromide and pesticide behaviour in soil with the GLEAMS model. *Agricultural water management*, 44 : 201-224.
- P8. Vanclooster M., Boesten J.J., Trevisan M., Brown C.D., Capri E., Eklo O.M., Gottesbüren B., **Gouy V.**, Van Der Linden A.M. **2000**. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural water management*, 44 : 1-19.
- P9. Margoum C., **Gouy V.**, Laillet B., Dramais G. **2003**. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. Retention of pesticide by farm ditches. *Revue des Sciences de l'Eau*, 16(4) : 389-405.
- P10. Domange N., Grégoire C., **Gouy V.**, Trémolières M. **2004**. Effet du vieillissement des céramiques poreuses sur leur capacité à évaluer la concentration de pesticide en solution. Effect of the ageing of ceramic cups on the capacity to assess pesticide concentration. *C. R. Geoscience* 336(1) : 49-58.
- P11. Lacas J-G., Voltz M., **Gouy V.**, Carluier N. and Gril J.J. **2005**. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 25 : 253-266.
- P12. Lagacherie P., Diot O., Domange N., **Gouy V.**, Floure C., Kao C., Moussa R., Robbez-Masson J.M. et Szleper V. **2005**. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks in regard with herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators*. Volume 6, Issue 2, April 2006, pp. 265-279.
- P13. Margoum C., Masselard C., **Gouy V.** **2006**. Investigation of various physicochemical parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere*. (63) 1835-1841.
- P14. Tlili A., Dorigo U., Montuelle B., Margoum C., Carluier N., **Gouy V.**, Bouchez A., Bérard A. **2008**. Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron. An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology* 87 (4) : 252-263.
- P15. Boutron O., **Gouy V.**, Touze-Foltz N., Benoit P., Chovelon J.M., Margoum C. **2009**. Geotextile fibres retention properties to prevent surface water nonpoint contamination by pesticides in agricultural areas. *Geotextiles and Geomembranes*, 27 : 254-261.
- P16. Boutron O., Margoum C., Chovelon J.M., Guillemain C. and **Gouy V.** **2010**. Laboratory studies of the adsorption of two pesticides using a batch design and an experimental flume: influence of contact conditions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. Vol. 90, Issue 3-6 : 286-298.
- P17. Montuelle B., Dorigo U., Bérard A, Volat B., Bouchez A., Tlili A, **Gouy V.**, Pesce S. **2010**. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on river: an overview of the Ardières-Morcille experimental watershed. *Hydrobiologia*, 657 : 123-141.

- P18. Dousset S., Thévenot M., Schrack D., **Gouy V.**, Carluier N. **2010**. Effect of grass cover on water and pesticides transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). **Environmental Pollution**, 158 (2010) 2446-2453.
- P19. Rabiet M., Margoum C., **Gouy V.**, Carluier N., Coquery M. **2010**. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment - Effect of sampling frequency. **Environmental Pollution** 158 (2010) 737-748.
- P20. Boutron O., Margoum C., Chovelon J.-M., Guillemain C., **Gouy V.**, **2011**. Effect of the submergence, the bed form geometry and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches. **Water Resources Research**. Vol. 47, W08505, doi:10.1029/2011WR010378.
- P21. Carluier N., Tournebize J., Gouy V., Margoum C., Vincent B., Gril J.-J., **2011**. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. In Ecological engineering : from concepts to applications. *Procedia Environmental Sciences*, (9): 21-26.

Publications dans des revues techniques à comité de lecture :

- T1. Belamie R., **Gouy V.** **1994**. Transfert vers les eaux superficielles : compréhension des mécanismes et modèle de prévision. *ADALIA-Bulletin d'information technique Club Protection Raisonnée*, 26 : 7-13.
- T2. Carluier N., **Gouy V.**, Gril J.J. **1996**. Contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires et modélisation. *Ingénieries - EAT*, 6 : 19-30.
- T3. **Gouy V.** **1998**. Pollutions diffuses : des solutions envisageables. *Adalia, Bulletin d'informations techniques*, 37, premier semestre 1998 : 17-18.
- T4. **Gouy V.**, Gril J.J., Laillet B., Garon-Boucher C., Dubernet J.F., Cann C. **1998**. Suivi du transfert des produits phytosanitaires sur les bassins versants et exemple de modélisation globale. *Ingénieries - EAT*, 13 : 3-14.
- T5. **Gouy V.**, Jannot P., Laplana R., Male J.M., Turpin N. **1998**. "Farming without Harming " The impact of agricultural pollution on water systems. Euraqua, Oslo, NOR, 7-8 Oct. 1998. *Technical review*, 5, 17 p.
- T6. Carluier N., **Gouy V.**, Kao C., Piet L., Turpin N., Vernier F., Arlot M.P., Bioteau T., Boerlern P., Chaumont C., Saint Cast P. **2000**. Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action pour lutter contre les pollutions diffuses en milieu rural. *Ingénieries - EAT, numéro spécial Agriculture et environnement* : 13-33.
- T7. Turpin N., Carluier N., Kao C., Piet L., Arlot M.P., Boerlern P., Bioteau T., Chaumont C., **Gouy V.**, Souiller C., Vernier F., Saint Cast P. **2000**. Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural - démarche de diagnostic de risques sur le bassin versant du Cétrais. *Ingénieries - EAT*, 22 : 3-16.
- T8. **Gouy V.** et Gril J.-J. **2001**. Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives. *Ingénieries EAT, numéro spécial Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives* : 55-66.
- T9. Margoum C., **Gouy V.**, Williams R. et Smith J. **2001**. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries EAT, numéro spécial Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives* : 81-90.
- T10. Kao C., Vernet G., Le Filleul J.M., Nédelec Y., Carluier N., **Gouy V.** **2002**. « Elaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis-à-vis des produits phytosanitaires ». *Ingénieries-EAT*, 29 : 49-65.
- T11. **Gouy V.**, Gril J.-J., Lacas J.-G., Boivin A. et Carluier 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, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux* : 49-63.

- T12. Rabiet M., Margoum C., **Gouy V.**, Carluier N. et Coquery M. **2008**. Transfert des pesticides et des métaux dans un petit bassin versant viticole – Etude préliminaire de l’influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. *Ingénieries-EAT, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux* : p. 65 – 75.
- T13. Carluier N., Le Hénaff G., Margoum C., **Gouy V.** **2011**. Ecoulements agricoles et produits phytosanitaires. Revue Techniques, Sciences, Méthodes. Sous presse.

Ouvrages, chapitres d’ouvrages :

- O1. Penven M.J., Muxart T., Bartoli F., Bonté P., Brunstein D., Cosandey C., **Gouy V.**, Irace S., Leviandier T. et Sogon S. **1998**. Petits bassins versants et pollutions diffuses. Dans : *La Seine en son bassin, fonctionnement écologique d’un système fluvial anthropisé*, Coordinateurs : Meybeck M., de Marsily G., Fustec E., UMR Sisyphe CNRS/Université Paris VI. Editions Elsevier, pp 159-210.
- O2. Gril J.J., Patty L., **Gouy V.**, Réal B., Guyot C. **2000**. Study of grass buffer strips effectiveness to reduce pesticide run-off at the field scale. INRA, Paris. Dans : *Pesticide-soil interactions : some current research methods*. Synthèse dans le cadre du COST 66. Ed. Cornejo, Jamet, pp. 343-347.
- O3. **Gouy V.**, Garon-Boucher C., Lailler B., Gril J.J. **2000**. Study of pesticide distribution in run-off by means of rainfall simulation at the plot scale. INRA, Paris. Dans : *Pesticide-soil interactions: some current research methods*. Synthèse dans le cadre du COST 66. Ed. Cornejo, Jamet, pp. 323-328.
- O4. **Gouy V.** et Carluier N. **2002**. Transfert vers les eaux de surface : de la parcelle au bassin versant. Dans Modélisation des transferts de pesticides dans l’environnement. *Les cahiers des clubs CRIN*. Club CRIN “ Environnement et Société ”. Association ECRIN Echange et Coordination Recherche – Industrie, 32 Bd de Vaugirard, 75015 Paris, pp. 114-135.
- O5. **Gouy V.** et Roulier J.-L. **2003**. Partage eau-sédiment des micropolluants. Dans : *Qualité et Gestion des sédiments d’eau douce, éléments physico-chimiques et biologiques*. Coordinateur : Bernard Montuelle. Cemagref Editions, pp. 193-222.

Publications dans des actes de colloques :

• Colloques internationaux :

- C1. **Gouy V.**, Belamie R. Mechanisms of pesticide transfer and adsorption during a rainfall simulation : analysis and modelisation. IVth International Workshop about “Chemical, Biological and Ecotoxicological Behaviour of Pesticides in the Soil and the Environment”, COST 66. Rome, Italie, **29-31 mai 1991**.
- C2. Réal B., Massé J., Gaillardon P., Arlot M.P., Gril J.J. et **Gouy V.** Reducing the impact on the environment of agricultural pesticides. Brighton Crop Protection Conference, Weeds. Brighton, Royaume-Uni, **22-25 novembre 1993**. *Symposium proceedings BCPC Publications*, 2 : 867-872.
- C3. **Gouy V.**, Belamie R. Modelisation of pesticides transfer to watercourses at rainfall simulation scale using CREAMS. 1st International IWAPRC Specialised Conference on Diffuse Pollution : Source, Prevention, Impact and Abatement. Chicago, Etats-Unis, **20-24 septembre 1993**.
- C4. Belamie R., **Gouy V.** et Munoz J.F. Behaviour of several pesticides in a vineyard watershed : a three scale study. Proceeding of 8th IUPAC International Congress of Pesticide Chemistry. Washington USA, **4-9 juillet 1994**.
- C5. **Gouy V.** Transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux de surface : étude de comportement et recherche de méthodes de correction. 3ème congrès du GRAPE Groupe Rhône-Alpin pollutions et écosystèmes. Turin, Italie, **23 septembre 1994**, 12 p.

- C6. **Gouy V.**, Razafindratsimba M. Test of different methods to classify pesticides according to their potential mobility in runoff. *Proceeding of the Second International IAWQ Specialized Conference and Symposia on Diffuse Pollution*. Brno et Prague, République Tchèque, **13-18 Août 1995. Part II : 602-603.**
- C7. **Gouy, V.**, Jannot, P., Laplana, R., Malé, J.M., Turpin, N. Farming without Harming: The impact of agricultural pollution on water systems. Euraqua, Oslo, NOR, **7-8 October 1998.**
- C8. Williams R.J., White C., Dreyman S., **Gouy V.**, Garon-Boucher C., Souiller C. Fate and behaviour of pesticides in farm ditches. The 1999 Brighton Conference - Weeds 7C-3, Brighton, Royaume-Uni, **novembre 1999. Symposium proceedings BCPC Publications : 675-680.**
- C9. Garon-Boucher C., **Gouy V.** Laillet B., Dramais G. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. Actes du colloque franco-québécois "La pluridisciplinarité dans les problèmes de l'environnement : les interactions Air-Sol-Eau. Québec, **14-15-16 mars 2001.**
- C10. **Gouy V.** Pesticide fate in buffer zones and ditches; hydrological processes and implication for modeling. 1st European Modelling Workshop. Université de Cranfield, Silsoe, Royaume-Uni, **18-19 juin 2001.**
- C11. Margoum C., **Gouy V.**, Madrigal I., Benoit P., Smith J., Johnson A., Williams R.J. Sorption properties of isoproturon and diflufenican on ditch bed sediments and organic matter rich materials from ditches, grassed strip and forest soils. British Crop Protection Conference. Brighton, Royaume-Uni, **13-15 novembre 2001, Symposium proceedings n°78 : Pesticide behaviour in soils and water : 183-188.**
- C12. Margoum C., Masselard C. et **Gouy V.** Use of experimental design to investigate pesticide adsorption on ditch bed sediment and leaves in decay. *Actes du XII Symposium Pesticide Chemistry*. Piacenza, Italie, **4-6 Juin 2003 : 175-183.**
- C13. Roger, M.C., Bacher, A., **Gouy, V.**, Montuelle, B. - 2004. Land uses and river ecological quality: assessment of pesticide effects on benthic invertebrates communities. SETAC, Lille, **23-27 Mai 2004. Poster.**
- C14. Montuelle, B., **Gouy, V.**, Roger, M.C., Margoum, C., Besson, M., Guillard, C., Chovelon, J.M., Devaux, A., Durrieux, C., Tran Minh, C., Gilet, C., Leboulanger, C., Faure, R., Herbreteau, B., Marote, P., Clemens, A. - 2004. Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique : un programme de recherche pluridisciplinaire . 8^{ème} Colloque du Chapitre St Laurent, Québec, Canada, **3-4 juin 2004. Poster.**
- C15. Margoum C., **Gouy V.**, Williams R. and Tissut M. Fate and behaviour of pesticides in farm ditches : sorption kinetic influence. 9^{ème} Conférence de la Fédération Européenne des Sociétés de la Chimie & 2^{ndes} journées de la Société Française de Chimie sur le thème : Chimie et Environnement. Bordeaux, France, **29 Août-1^{er} septembre 2004.**
- C16. Margoum C., **Gouy V.** The role of drainage ditches in pesticide retention: a three scale study. 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, dans le cadre de l'International Water Association. Avignon, France, **27-30 September 2004.**
- C17. Domange N., C. Grégoire, **Gouy V.**, Trémolières M. et Schiavon M. Effect of ceramic cups ageing on the capacity to assess pesticide concentration. 3rd European Conference on Pesticides and Related Organic Micropollutants in the Environment. Halkidiki, Grèce **7-10 Octobre 2004.**
- C18. Domange N., Grégoire C., **Gouy V.**, Trémolières M. et Schiavon M. Study of pesticides transfers at vineyard catchment scale for 17 pesticides- Experimental site metrologic comments and first measurements. COST Action 629 Water pollution in natural porous media at different scales : fate, impact and indicators. Louvain-la-Neuve, Belgique, **21-22 octobre 2004.**

- C19. Roger, M.C., Bacher, A., **Gouy, V.**, Montuelle, B. - 2005. Usages des sols et qualité écologique des milieux aquatiques : vignoble et communautés d'invertébrés benthiques. Ecologie aquatique et Directive Cadre Européenne sur l'Eau, 6ème Conférence Internationale des Limnologues et Océanographes (CILO), Vaulx-en-Velin, **4-7 juillet 2005**. Poster.
- C20. Margoum C., Williams R., **Gouy V.** 2006. Fate and behaviour of pesticide in farm ditches : sorption kinetic influence. In "Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air", SCI workshop, Université de Warwick, **27-29 mai 2006**. Poster.
- C21. Boivin A. , Margoum C., Carluer N., Gril J-J. & **Gouy V.** Water and pesticide transport dynamic in a grass buffer strip. International Conference on WATER POLLution in natural PORous media at different scales. Assessment of fate, impact and indicators. WAPO, Barcelone, Espagne, **11-13 avril 2007**.
- C22. Rabiet M., Coquery M., Margoum C., Guillemain C., **Gouy V.**, Carluer N. Distribution and fate of pesticides and trace metals in a small stream draining an agricultural watershed – Assessing the effect of hydrological conditions on the transport of contaminants. EGU General Assembly, European Geosciences Union meeting, Vienne, Autriche, **17 avril 2007**.
- C23. Margoum C., Guillemain C., Rabiet M., **Gouy V.**, Coquery M., Dissipation of pesticides in surface water and biofilms in a small agricultural catchment: development of a methodology for studying environmental impact of pesticides. XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health, Piacenza, Italie, **3-6 septembre 2007**.
- C24. Boivin A., Lacas J.G., Carluer N., Margoum C., Gril J.-J., **Gouy V.**, Pesticide leaching potential through the soil of a buffer strip in the river Morcille catchment (beaujolais). XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health, Piacenza, Italie, **3-6 septembre 2007**.
- C25. Carluer, N., C. Margoum, A. Boivin, N. Ball, J.J. Gril, **V. Gouy**. Efficacité de la dissipation des produits phytosanitaires par les bandes enherbées et les fossés. Mécanismes de transfert et modélisation. In: P. SWAPP-CPP (Editor), Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires. AFPP, Paris, **15 et 16 nov. 2007**.
- C26. Boutron O., Margoum C., Chovelon J.M., Guillemain C., Ball N., Bereiziat F., Gouy V. Laboratory studies of the adsorption of two pesticides using a batch design and an experimental flume: influence of contact conditions. 5th European Conference on Pesticides and related organic micropollutants in the environment, Marseille, FRA, **22-25 oct. 2008**. 4 p.
- C27. Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluer, N., Coquery, M. - 2008. Pesticide transfer dynamics and fluxes in the stream of a small vineyard watershed. Assessing the effect of sampling strategy on fluxes estimation. 5th European Conference on Pesticides and related organic micropollutants in the environment, Marseille, FRA, **22-25 oct. 2008**. 4 p.
- C28. Boutron O., Margoum C., Chovelon J.M., Guillemain C. et **Gouy V.** Effect of three hydrodynamic parameters on the transfer of four pesticides in an experimental flume In "Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air", SCI workshop, York, UK, **14-16 Sept. 2009**, 2p.
- C29. Boutron O., Margoum C., Chovelon J.M., Guillemain C. and **Gouy V.** Effect of three hydrodynamic parameters on the transfer of four pesticides in an experimental flume. Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air, York, **14-16 sept. 2009**.
- C30. Carluer N., Giannone G., **Gouy V.**, Gril, J.J. Towards a tool to design vegetated strips for mitigation of pesticides transfers in surface runoff. Assessment of different scenarios. Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air, York, **14-16 sept. 2009**.
- C31. Carluer N., Tournebize J., **Gouy V.**, Margoum C., Vincent B., Gril J.-J. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. Actes du Congrès Ingénierie écologique, Paris **2-4 déc. 2009**. Procedia Environmental Sciences, 6 p.
- C32. Carluer N., **Gouy V.**, Gril J.J. ; Lauvernet C., Le Hénaff G. Vegetative buffers for pesticide runoff mitigation an overview. Behaviour of pesticides in air, soil and water. 12th International Fresenius AGRO Conference, Mayence, DEU, **21 juin 2010**.

- C33. Carluer N., **Gouy V.**, Lauvernet C., Miralles A., Pinet F., Bimonte S., Gascuel-Oudoux C., Grimaldi C., Coquet Y., Benoit P., Réal B., Maillet-Mezeray J., Marquet N., Guyot C., Vernier F.. Building risk indicators of surface water contamination by pesticides at the small catchment scale. Taking into account spatial and temporal dimensions. Support for risk assessment and management: Miriphyque project. PEER Euragua, Montpellier, FRA, **26 oct. 2011**.
- C34. Mazzella N., Margoum C. ; Assoumani A. ; Bados Ph. ; Coquery M. ; Delest B. ; Delmas F. ; Guillemain C. ; **Gouy,V.** ; Lahjiouj F. ; Lavieille D. ; Liger L. ; Lissalde S. ; Montuelle B. ; Moreira S. ; Morin S. ; Motte B. ; Pesce S. Evaluation of chemical and biological quality of rivers: relevance and validity of a range of in situ sampling methods. PEER Euragua, Montpellier, FRA, **26 oct. 2011**.
- C35. Miralles A., Pinet F., Carluer N., Vernier F., Bimonte S., Lauvernet C., **Gouy V.** EIS pesticide: an information system for data and knowledge capitalization and analysis. PEER Euragua, Montpellier, FRA, **26 oct. 2011**.

• **Colloques nationaux :**

- C36. **Gouy V.**, Belamie R. Contribution de la modélisation à l'étude du transfert des pesticides sur un bassin versant par l'effet du ruissellement. XXIème congrès du Groupe Français des Pesticides. Nancy Brabois, **22-23 mai 1991**.
- C37. **Gouy V.**, Belamie R. Etude des modalités d'adsorption et de transfert dans le ruissellement de quatre produits agropharmaceutiques, dans les conditions d'une simulation de pluie. XXIIIème congrès du Groupe Français des Pesticides, "Dégradation des pesticides dans l'environnement". Lyon, **25-27 Mai 1993**.
- C38. **Gouy V.** Modélisation des écoulements de polluants : de la parcelle agricole vers les eaux de surface Séminaire organisé par l'ENGEES sur le thème : « la reconquête de la qualité des eaux superficielles ». Strasbourg, **juin 1994**.
- C39. **Gouy V.** Choix et test d'un modèle de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface à l'échelle de la microparcelle de simulation de pluie. Actes du Séminaire inter-chercheurs : Les modèles au Cemagref : formulation validation pertinence. Gif-sur-Yvette, **12-13 octobre 1995**. Cemagref Editions, Antony, pp. 119-128.
- C40. **Gouy V.**, Gril J.J., Laillet B., Garon-Boucher C., Dubernet J.F., Cann C. Etude du transfert des produits phytosanitaires sur les bassins versants et modélisation. Actes du Séminaire National Hydrosystèmes : produits phytosanitaires, processus de transfert et modélisation dans les bassins versants, Nancy, **22-23 mai 1996**. Cemagref Editions, Antony, pp. 89-103.
- C41. Calvet R., **Gouy V.**, Gaillardon P., Belamie R. Distribution des molécules pesticides entre les phases solides et liquides du sol. Signification du coefficient de distribution. Actes du Séminaire National Hydrosystèmes : produits phytosanitaires, processus de transfert et modélisation dans les bassins versants, Nancy, **22-23 mai 1996**. Cemagref Editions, Antony, pp. 104-115.
- C42. Irace S., Immalalen M., Scribe P., **Gouy V.**, Guerrini M.C. Suivi multirésidus d'une liste prioritaire locale dans les eaux de surface du Vannetin (vallée du Grand Morin, Seine et Marne). Actes du XXVIIIème Congrès du Groupe Français des Pesticides. Alès, **6- 7 Mai 1998**, n°10.
- C43. Colin F., Belamie R., Puech C., **Gouy V.**, Cernesson F. Approche spatiale et démarche de diagnostic du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface : approche et premiers résultats. Actes du XXVIIIème Congrès du Groupe Français des Pesticides. Alès, **6-7 Mai 1998**, thème 4, n°33.
- C44. Chaplain V., Dur J.-C., **Gouy V.**, Calvet R., Belamie R. Influence de paramètres physico-chimiques sur le transfert de surface de molécules herbicides. Actes du XXVIIIème Congrès du Groupe Français des Pesticides. Alès, **6-7 Mai 1998**, thème 3, n°16.
- C45. Gril J.J., **Gouy V.** et Carluer N. Processus de transfert par ruissellement, de la parcelle au bassin versant. Dans Agriculture et Environnement Colloque d'hydrotechnique, 159ème Session du Comité Scientifique et Technique, Paris, **18-19 novembre 1998**. Publication S.H.F., pp. 31-38.

- C46. **Gouy V.**, Garon-Boucher C., Charnay L., Souiller C., Laillet B. Rétenion des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle - cours d'eau. Actes du XXIXième Congrès du Groupe Français des Pesticides. Périgueux, les **17-19 mai 1999**, pp. 290-295.
- C47. Garon-Boucher C., **Gouy V.**, Laillet B. Rétenion des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain. Actes du XXIXième Congrès du Groupe Français des Pesticides. Périgueux, **17-19 mai 1999**, pp. 194-198.
- C48. Colin F., Cernesson F., **Gouy V.** Approche spatiale des transferts de triazine dans les eaux de surface d'un bassin versant agricole du sud-ouest de la France. Actes du XXIXième Congrès du Groupe Français des Pesticides. Périgueux, les **17-19 mai 1999**, pp. 206-213.
- C49. **Gouy V.** et Gril J.-J. Méthodes de réduction de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires aux échelles de la parcelle, de l'exploitation et du petit bassin versant agricole. Actes du colloque SIMA « comment conserver les cours d'eau tout en protégeant les cultures », Paris, **Février 2001**, pp 49-64.
- C50. Moussa R, Ackerer P, Adamiade V, Andrieux P, Barriuso E, Benoît P, Bourrié G, Carluer N, Charnay MP, Chaumont C, Coquet Y, Dutertre A, Fabre JC, Garon-Boucher C, Gillet JP, **Gouy V.**, Gril JJ, Kao C, Lagacherie P, Le Forner S, Lehmann F, Louchart X, Madrigal I, Nédélec Y, Pot V, Réal B, Robbez-Masson JM, Souiller C, Trolard F, Voltz M. Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fossés) dans le transfert et la rétenion des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement. Séminaire de l'Action Scientifique Structurante Cemagref/INRA: AQUAE. Actes du Séminaire du Groupe Français des Pesticides. Lyon, **Mai 2001**, 10p.
- C51. **Gouy V.**, Garon-Boucher C., Ravanel P. et Tissot M. Les produits phytosanitaires : de la parcelle au cours d'eau. Actes du colloque Lyon-Fleuves : Scientifiques et décideurs, agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux, organisation Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. Lyon **juin 2001**. 9 pages.
- C52. **Gouy V.** Transfert des pesticides au sein des fossés agricoles : apport des dispositifs de terrain et d'un canal expérimental. Séminaire de réflexion de l'INRA sur le thème « Dispositifs expérimentaux pour l'étude de l'écodynamiques des pesticides ». Montpellier, **octobre 2001**.
- C53. **Gouy V.** Diagnostic des voies de transfert superficiel des produits phytosanitaires et pistes pour la mise en œuvre de solutions correctives sur un bassin versant du Haut Beaujolais : la Morcille. AFPP – Journée Régionale Produits Phytosanitaires en Viticulture et Qualité de l'Eau. Mâcon, **20 novembre 2001**.
- C54. Margoum C., Barrère JB., Barrier R. et **Gouy V.** Pesticide behaviour in farm ditches : a three scale study. Actes du XXXIIIième congrès du Groupe Français des pesticides. Aix en Provence, **20-24 mai 2003**. CD ROM.
- C55. Lacas JG., **Gouy V.**, Voltz M., Carluer N et Gril JJ. Pesticide transfers through grassed strips : state of the art and present questions. Actes du XXXIIIième congrès du groupe Français des pesticides. Aix en Provence, **20-24 mai 2003**. CD ROM.
- C56. Montuelle B., **Gouy V.**, Roger MC , Margoum C., Besson M., Guillard C., Chovelon JM., Tran Minh C., Devaux A., Durrieux C., Gillet C., Leboulanger C., Faure R., Herbreteau B., Clemens A. Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique : un programme de recherche pluridisciplinaire. Actes du XXXIVième congrès du Groupe Français des pesticides. Dijon, **26-28 Mai 2004**. CD-ROM.
- C57. Domange N., C. Grégoire, **Gouy V.**, Trémolières M. et Schiavon M. Effect of ceramic cups ageing on the capacity to assess pesticide concentration. Actes du XXXIVième Congrès du Groupe Français des Pesticides. Dijon, **26-28 mai 2004**, CD-ROM.
- C58. **Gouy V.**, Vernier F., Bioteau Th., Turpin N., Laplana R. Réflexions relatives au développement d'un Système d'Information à Références Spatiales pour une gestion des données agri-environnementales. Séminaire « Action transversale sur « quelles représentations des systèmes Eaux et Territoires? ». Engref, Paris, **juin 2005**.

- C59. Domange N. Grégoire C., **Gouy V.**, Trémolières M. 2006. Fonctionnement hydrochimique d'un bassin versant – Cas des pesticides sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin). Ouvrage spécial suite au 35^{ième} congrès du Groupe Français des Pesticides en **mai 2005**. Edition des Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, référencées par Lavoisier, CD-ROM..
- C60. Margoum C., **Gouy V.**, Guillemain C., Dissipation des pesticides dans les fossés : étude combinée des cinétiques de transfert et d'adsorption sur des substrats organiques. Colloque « Les matières organiques en France. Etat de l'art et prospectives ». Groupe Français de l'International Humic Substance Society (IHSS), Carqueiranne, **22-24 Janv. 2006**.
- C61. Margoum C., Guillemain C., Barrier R., **Gouy V.** Etude de la dissipation des pesticides dans les fossés : prise en compte des cinétiques d'adsorption. 36^{ième} congrès du Groupe Français des Pesticides, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, **29-31 mai 2006**.
- C62. Montuelle, B., **Gouy, V.** 2006. Site atelier Ardières-Morcille (SAAM). CS ZABR, **14 septembre 2006**. 22 p.
- C63. **Gouy V.**, Boivin A., Gril J.-J. et Carluier N. Quantification et maîtrise des flux de pesticides de la parcelle au bassin versant : intérêt et limites des zones tampons enherbées. Journée Scientifique et technique de l'ASTEE, ENGEES, **8 février 2007**.
- C64. Boivin A., Margoum C., Guillemain C., Ball N., **Gouy V.** Évolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée. XXXVII^o congrès du Groupe Français des Pesticides, Bordeaux, **21-23 mai 2007**.
- C65. Boutron O., **Gouy V.**, Guillemain C., Chovelon J.M., Margoum C. Capacité de rétention de trois pesticides sur six géotextiles. XXXVII^o congrès du Groupe Français des Pesticides, Bordeaux, **21-23 mai 2007**.
- C66. Rabiet M., Margoum C., **Gouy V.**, Guillemain C., Ball N., Carluier N., Coquery M., Transfert des pesticides sur un petit bassin versant viticole – influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. XXXVII^o congrès du Groupe Français des Pesticides, Bordeaux, **21-23 mai 2007**.
- C67. Tlili A., Dorigo U., Montuelle B., Carluier N., **Gouy V.**, Margoum C., Motte B., Volat B. et Berard A. Impact d'un scénario de contaminations chroniques et aiguës en systèmes expérimentaux sur le périphyton. XXXVII^o congrès du Groupe Français des Pesticides, Bordeaux, **21-23 mai 2007**.
- C68. Boutron O., **Gouy V.**, Guillemain C., Chovelon J.M., Margoum C. Choix d'un géotextile comme modèle de substrat organique pour étudier les conditions de rétention des pesticides au sein des écoulements à faible lame d'eau. 8^o colloque national « rôle et fonction des matières organiques dans l'environnement » de l'International Humic Substance Society (IHSS), Lyon, **27-28 nov 2007**.
- C69. Rabiet, M., Margoum, C., **Gouy, V.**, Guillemain, C., Ball, N., Carluier, N., Coquery, M. Evaluation des niveaux de concentration et des flux de pesticides transitant dans un cours d'eau agricole influence de la stratégie d'échantillonnage. XXXVIII congrès du Groupe français des pesticides GFP 2008, Brest, FRA, **21 mai 2008**. 2 p.
- C70. Boutron O., Margoum C., Chovelon J.-M., Guillemain C. et **Gouy V.** Etude en canal expérimental de l'influence de la vitesse de l'écoulement de surface, de la submergence et de la forme du lit sur le transfert de quatre pesticides. XXXIX congrès du Groupe français des pesticides GFP 2009, Toulouse, FRA, **13-15 mai 2009**. 4 p.
- C71. **Gouy V.**, Bérard A., Bouchez A., Carluier N., Charles S., Chaumot A., Coquery M., Garric J., Geffard O., Gos P., Lopes C., Margoum C., Montuelle B., Rabiet M. et Tlili A. Déterminisme de l'impact des pesticides en cours d'eau : influence de l'exposition sur les effets biologiques. Colloque de restitution du programme national Ecosphère Continentale et côtière, Cycles hydro-biogéochimiques, transferts et impact écotoxicologique, Toulouse, **23-25 nov. 2010**.

- C72. **Gouy V.** Regards sur les pollutions agricoles. Séminaire GRAIE SHS : « Interactions Eaux Territoires Sociétés : Que voulons-nous observer quand nous observons la dimension sociale ? » (invitée), communication orale + table ronde. Lyon, **19 avr. 2011**.
- C73. Fontaine, A., Lauvernet, C., Munoz Carpena, R., **Gouy, V.**, Carluier, N. Mise au point d'une méthode de dimensionnement des zones tampons enherbées ou boisées pour réduire la contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires. Congrès du GFP (Groupe Français des Pesticides), Orléans, FRA, **25 mai 2011**.
- C74. Gouy V., Contamination des eaux par les pesticides : de la recherche à l'action. Séminaire 30 ans du Cemagref. Lyon, 29 Nov. 2011.

Actes de congrès :

- A1. Belamie R., **Gouy V.**, Verrel J.L. - 1997. Processus de transfert des produits phytosanitaires et modélisation. Actes du XXVIème congrès Groupe Français des Pesticides, Nancy, 22-23 mai 1996. Cemagref Editions, Antony, 298 p.
- A2. Belamie R., **Gouy V.**, Verrel J.L. - 1997. Produits phytosanitaires : processus de transfert et modélisation dans les bassins versants. Séminaire national Hydrosystèmes, Nancy, 22-23 mai 1996. Cemagref Editions, Antony, 275 p.
- A3. **Gouy V** et Carluier N., 2001. Numéro spécial de Ingénieries EAT 2001 : Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives. Cemagref Editions. Commandes chez Lavoisier 14 rue de Provigny, 94236 Cachan Cedex. 154 p.
- A4. Carluier N. et **Gouy V.**, 2003. Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives. Actes du XXXI congrès du Groupe Français des Pesticides. Lyon, 15-17 mai 2001. 420 pages. Editions Cemagref.

Articles dans des revues de vulgarisation :

- V1. **Gouy V.**, Louchart X., Barriuso E., Gril J.J., Voltz M., Carluier N., **2008**. Contamination des eaux de surface par les pesticides : complexité et variabilité spatio-temporelle. *Mer, Littoral, Lacs et Cours d'eau*, 1^o trimestre, 7p.
- V2. Carluier N., Gril J.J., **Gouy, V.**, **2008**. Principes généraux de mise en œuvre de diagnostics pertinents des potentialités de transfert des pesticides des milieux agricoles vers les eaux de surface (aux échelles parcelle, bassin versant, région). Quelques exemples de solutions correctives. *Mer, Littoral, Lacs et Cours d'eau* : site web.
- V3. **Gouy V.**, Carluier N., Gril J.-J., Barriuso E., **2007**. Contamination des eaux par les pesticides : contexte général et principaux enjeux. *Mer, Littoral, Lacs et Cours d'eau*, 2^o trimestre. 10 p.
- Co-coordination des articles du dossier pesticides** de la revue ci-dessus en **2007** (2^o, 3^o trimestre) et **2008** (1^o trimestre). Diffusion internet : <http://www.merelittoral.com/eaux-industries/pesticide.html>
- V4. Consortium du projet Padyama. 2009. Pesticides : quels effets en cours d'eau. *Revue Environnement et Technique*, n°286, p35-36. Rédactrice principale.
- V5. L'eau, enjeu vital. Dans *60 Millions de Consommateurs*, Hors-série n°143 – avril 2009 « le guide du jardinage écologique », pp. 12-15. Interview.
- V6. **Gouy V.**, 2011. Les pesticides ont la bougeotte, dans « 100 questions pour la recherche », ouvrage collectif Cluster de recherche Rhône-Alpes Environnement. ISBN : 978-2-7466-2968-4. pp. 176-177.

Principaux rapports scientifiques et techniques :

Issu de l'animation scientifique du thème de recherche interne au Cemagref :

Collectif coordonné par **Gouy V. 2007**. Bilan 2004-2006 du thème de recherche interne au Cemagref, Phyleau « Transferts d'eau et de polluants au sein des bassins ruraux aménagés : processus, diagnostic, compensation ». Rapport principal 63 p. ; Annexes 40 p. ; Fiches techniques 142 p.

Issus de projets de recherche :

Coll. (INRA, Cemagref, Université Claude Bernard Lyon1), coordination **Gouy V., 2009**. Rapport d'activité final sur l'étude de l'influence de la dynamique de l'exposition sur les effets biologiques liés aux pesticides. Projet Padyma du Programme EC2CO-Cytrix (2006-2009), 13 p.

Cemagref-INRA, coordination B. Montuelle et C. Grimaldi. **2008**. Relations entre structures paysagères, transferts hydriques et flux géochimiques, état écologique des milieux aquatiques : projet Papier. Programme ECCO-ECOGGER (2005-2008), 33 p.

Boivin A., **Gouy V., 2007**. Mesure de l'évolution de la disponibilité du diméthomorphe retenu dans une zone tampon enherbée en zone viticole en condition de ruissellement artificiel. Convention Cemagref – BASF Agro, 20 p.

Gouy V., Dubus I., Réal B., Gril J.-J., Carluier N., Surdyk N. **2007**. Contribution à l'amélioration de l'évaluation du risque a priori pour les eaux superficielles par les phytosanitaires: soutien à la construction de scénarios nationaux pour l'évaluation des préparations : rapport final. Projet financé par la SSM DGAL-INRA , 144 p.

Montuelle B. et coll. **2006**. Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique, Rapport final CPER 2003-2005 Région Rhône Alpes 55 p.

Gouy V., Dubus I., Réal B., Gril J.-J., Carluier N., Surdyk N. **2005**. Contribution à l'amélioration de l'évaluation du risque a priori pour les eaux superficielles par les phytosanitaires: soutien à la construction de scénarios nationaux pour l'évaluation des préparations : rapport d'étape année 1. Projet financé par la SSM DGAL-INRA, 23 p.

Montuelle B. et coll. **2005**. Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique, rapport d'étape, CPER 2003-2005, Région Rhône-Alpes, 2003-2005, 120 p.

Montuelle B. et coll. **2004**. Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique, rapport d'étape, CPER 2003-2005, Région Rhône-Alpes, 2003-2005, 41 p.

Cemagref-INRA, coordination Carluier N. **2004**. Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface. Rapport final. Programme Pesticides du MEDD (subvention n° 01106 du 23 mars 2001), 120 p.

Turpin N., Carluier N., **Gouy V.**, Kao C., Piet L. **2004**. Action de recherche : Développement de lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural sur le bassin versant du Don/Cétrais. Rapport final : Bassins versants du Don/Cétrais/Coisbrac : des échelles emboîtées pour comprendre et limiter les pollutions diffuses, dans le cadre du Contrat de plan Etat-Région Pays de Loire, 44 p.

Montuelle B. coordinateur. **2003**. Evaluation de gains biologique et écologique associés à une réduction d'intrants polluants en milieu aquatique, rapport d'étape, CPER 2003-2005, Région Rhône-Alpes, 28 p.

Gouy V., Williams, R., Adriaanse P. **2003**. Modélisation du transfert des pesticides dans les fossés agricoles, Rapport pour le DEFRA (RU) (projet commun avec le CEH et ALTERRA), 28 p.

- Moussa R, Ackerer P, Adamiade V, Andrieux P, Barriuso E, Benoît P, Bourrié G, Carluer N, Charnay MP, Chaumont C, Coquet Y, Dutertre A, Fabre JC, Garon-Boucher C, Gillet JP, **Gouy V**, Gril JJ, Kao C, Lagacherie P, Le Forner S, Lehmann F, Louchart X, Madrigal I, Nédélec Y, Pot V, Réal B, Robbez-Masson JM, Souiller C, Trolard F, Voltz M. **2003**. Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fossés) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement. Rapport final dans le cadre de l'ASS AQUAE Cemagref-INRA, 29 p.
- Consortium PNRH. **2003**. projet « Echanges d'eau, de polluants et de matières entre un écoulement à surface libre et la couche superficielle du sol sous jacente. Détermination des facteurs clés et rôle des hétérogénéités ». Rapport final, 65 p.
- Turpin, N., Carluer, N., **Gouy, V.**, Souiller, C., Kao, C., Piet, L., Birgand, F., Bioteau, T. **2001**. Protection des eaux contre les pollutions diffuses. Bassin versant du Don-Cétrais. CPER Région Pays de Loire, Rapport 2000-2001. 48 p.
- Carluer N., Vernier F., Piet L., Turpin N., **Gouy V.**, Kao C. **2000**. Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action. *Rapport de restitution du thème mobilisateur « Concilier l'Agriculture et l'Environnement »*, 54 p.
- Carluer N., Vernier F., Piet L., Turpin N., **Gouy V.**, Kao C. **2000**. Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action. *Guide opérationnel*, 73 p.
- Garric J., Babut, M., Flammarion, P., **Gouy, V.**, Kosmala, A., Montuelle, B., Roulier, J.L., Tusseau, M.H. **2000**. Analyse écotoxicologique de l'impact des contaminants dans les écosystèmes aquatiques : quels outils et quels modèles. Modélisation biogéochimie, biodisponibilité, effets biologiques, 240 p.
- Turpin, N., Carluer, N., **Gouy, V.**, Kao, C., Piet, L. **2000**. Action de recherche : Développement de lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural sur le bassin du ru de Cétrais, rapport de synthèse FEOGA 2000, 38 p.
- Turpin, N., Carluer, N., Kao, C., Piet, L., Arlot, M.P., Boerlen, P., Chaumont, C., **Gouy, V.**, Souiller, C., Vernier, F. **1999**. Action de recherche : développement de lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural sur le bassin du ru de Cétrais, rapport de synthèse FEOGA 1999, 64 p.
- Garric, J., Baligand, M.P., Flammarion, P., **Gouy, V.**, Montuelle, B., Roulier, J.L., Lafont, M. **1998**. Consolidation des seuils de qualité : rapport 1ère phase, 18 p.
- Garric, J., Baligand, M.P., Flammarion, P., **Gouy, V.**, Montuelle, B., Roulier, J.L. **1998**. Etude d'établissement de seuils de qualité pour les sédiments, 83 p.
- Groupe ISMAP (CGEaux, LHF, Ciba Geigy, Grande Paroisse, Rhône Poulenc, ITCF, Cemagref). **1997**. Synthèse générale. Rapport final du Groupe de Travail Sites Tests. Ed. M. A. Tisseau, Anjou Recherche.
- Gouy V.** et Dubernet J.F. **1997**. Projet ISMAP : rapport final du Groupe de Travail Sites Tests : Site du Ruiné, 45 p.
- Gouy V.** **1997**. Projet ISMAP : rapport final du Groupe de Travail Sites Tests : Site de l'Ardières 58 p.
- Gouy V.**, Arlot MP, Kao C., Réal B. **1997**. Projet ISMAP : rapport final du Groupe de Travail Sites Tests : Site de la Jaillière, 77 p.
- Groupe PIREN Seine « Bassins versants ruraux ». **1996/I**. GDR Analyse et Modélisation des Systèmes Fluviaux Anthropisés. Laboratoire de Géologie Appliquée - Université P. et M. Curie - 4 Place Jussieu - BP 123 - 75252 Paris Cedex 05.
- Groupe PIREN Seine « Bassins versants ruraux ». **1995/I**. GDR Analyse et Modélisation des Systèmes Fluviaux Anthropisés. Laboratoire de Géologie Appliquée - Université P. et M. Curie - 4 Place Jussieu - BP 123 - 75252 Paris Cedex 05.
- Groupe PIREN Seine « Bassins versants ruraux ». **1994/I**. GDR Analyse et Modélisation des Systèmes Fluviaux Anthropisés. Laboratoire de Géologie Appliquée - Université P. et M. Curie - 4 Place Jussieu - BP 123 - 75252 Paris Cedex 05.

En appui à l'ONEMA :

- Cemagref. Coordination **Gouy V.** Réflexion et développements pour la mise au point d'outils en appui à l'évaluation de la pression et du potentiel de transfert diffus des pesticides en lien avec les caractéristiques amont d'un bassin versant. Rapport d'étape. **2010.** Convention Cadre Cemagref-ONEMA. Action 26 « évaluation et remédiation de l'effet des pesticides ».
- Cemagref. Coordination **Gouy V.** Evaluation de la qualité chimique et biologique des cours d'eau : Pertinence, limites et domaine de validité a priori d'un panel de méthodes pour la mesure des pesticides . Rapport d'étape. **2009.** Convention Cadre Cemagref-ONEMA. Action 26 « évaluation et remédiation de l'effet des pesticides ». 93 p.
- Cemagref. Coordination **Gouy V.** Analyse critique des indicateurs et approches existantes pour relier la pression liée aux pesticides et l'impact associé au sein des petits cours d'eau. Rapport d'étape. **2009.** Convention Cadre Cemagref-ONEMA. Action 26 « évaluation et remédiation de l'effet des pesticides ». 76 p + annexes.
- Carluer N. et Gouy V. Rapport de mission d'expertise ponctuelle en appui au Pôle de Recherche Agro-Environnementale de la Martinique. 2009. Convention Cadre Cemagref-ONEMA. Action 26 « évaluation et remédiation de l'effet des pesticides ». 9 p.

En appui à la Commission européenne :

- Adriaanse P., Allen R., **Gouy V.**, Hollis J., Hosang J., Jarvis N., Jarvis T., Klein M., Layton R., Linders J., Schäfer H., Smeets L., Yon D. **2001.** FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/CE. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document, Référence SANCO/4802/2001 – rev.2, 245 p.
- Adriaanse P., Allen R., **Gouy V.**, Hollis J., Hosang J., Jarvis N., Jarvis T., Klein M., Layton R., Linders J., Schäfer H., Smeets L., Yon D. **1996.** Surface Water Models and EU registration of plant protection products, European Commission Document 6476/VI/96, 217 p.
- Delmas A., **Gouy V.**, Guyot C., Jones R.L. **1994.** Good practices for the use of modeling in environmental chemistry : application to crop protection products, general principles and codes of good practices. Draft Document n°1 remis au FOCUS Regulatory Modelling Workgroup en appui à la Commission Européenne, 12 p + annexes.

En appui aux Ministères de l'Agriculture ou de l'Environnement (ou services déconcentrés) :

- Gouy, V.** et C. Nivon, **2007,** Caractérisation et suivi de la qualité des eaux sur le bassin versant de la Morcille sur la période 2001-2006. Rapport d'étude final, Cemagref, Chambre d'agriculture du Rhône, 59 p.
- Gouy, V.**, Nivon C. **2006.** Caractérisation et suivi de la qualité de l'eau sur le bassin versant de la Morcille sur la période 2001-mi 2005. Rapport pour la Chambre d'Agriculture du Rhône dans le cadre du projet « Qualité des Eaux en Beaujolais Viticole », validé par la Cellule Régionale d'Observation et de Prévention de la Pollution par les Pesticides et financé par l'Agence de l'eau RM et C, 60 p.
- Gouy, V.** **2005.** Modélisation de la rétention des substances phytosanitaires au sein des fossés agricoles avec le modèle TOXSWA. Rapport pour la Direction de l'Eau du MEDD, 30 p.
- Carrier X., **Gouy V.** **2004.** Apport du modèle MACRO appliqué aux données du site expérimental de la Jaillière (Arvalis) à la compréhension du transfert des pesticides en parcelle drainée. Rapport d'étude DIREN, Pays de Loire, 141 p.
- Carluer N., **Gouy V.**, Margoum C. **2003.** La rétention des phytosanitaires dans les fossés. Rapport DRAF Rhône-Alpes 2003, 93 p.
- Gouy, V.** **2003.** Rôle combiné des fossés et des zones tampons dans le diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires. Rapport final pour la Direction de l'Eau du MEDD, 57 p.

- Carluer N., **Gouy V.**, Margoum C. **2002**. La rétention des phytosanitaires dans les fossés. Rapport DRAF Rhône-Alpes 2002, 117 p.
- Gouy V. 2002**. Diagnostic des risques de transfert des produits phytosanitaires au sein d'un bassin versant : rôle combiné des bandes enherbées et des fossés. MATE/DE Rapport d'étape 2 : rôle des bandes enherbées : adaptation du protocole de simulation de pluie en vue d'identifier de possibles transferts de sub-surface, 62 p.
- Carluer N., **Gouy V.**, Margoum C. **2001**. La rétention des phytosanitaires dans les fossés. Rapport DRAF Rhône-Alpes 2001.
- Gouy V. 2001**. Diagnostic des risques de transfert des produits phytosanitaires au sein d'un bassin versant : rôle combiné des bandes enherbées et des fossés. MATE/DE Rapport d'étape 1 : contribution à une méthodologie de diagnostic du rôle des fossés, 75 p. + annexes.
- Gouy V. 2001**. Diagnostic des voies de circulation superficielles des produits phytosanitaires sur le bassin versant de la Morcille (Beaujolais) et confrontation avec les diagnostic parcellaire et d'exploitation relatifs aux usages et pratiques. Mené en collaboration avec le Comité de Développement du Beaujolais (Chambre d'Agriculture du Rhône). Rapport CROPPP 2001, 51 p + annexes.
- Gouy V. 1997**. Limitation du transfert des produits phytosanitaires dans les bassins versants : méthodes d'évaluation des risques de transfert pour l'aide au diagnostic et à la mise en oeuvre de solutions correctives : rapport phase I : test des méthodes SIRIS et du modèle CREAMS sur le bassin de la Morcille., Rapport pour le Ministère de l'Agriculture, Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 63 p.
- Gouy V.**, Belamie R., Gril J.J. **1993**. Etude des modalités de transfert des produits phytosanitaires sur un bassin versant viticole du Beaujolais à trois échelles emboîtées, approche de modélisation. Compte rendu d'étude pour le Ministère de la recherche et de la technologie, Décembre 1993, 22p.

Encadrement d'étudiants en 2° ou 3° cycle et post-doctorants – détail :

Thématique « Modéliser le transfert des pesticides vers les eaux de surface »

- Karine Faidix, 2008. Mastère.** Sujet : approche spatiale multicritère du risque de contamination des eaux par les pesticides à l'échelle d'un petit bassin versant agricole. Mastère SILAT (Systèmes d'Informations Localisées pour l'Aménagement des Territoires), AgroParisTech et Montpellier SupAgro. 6 mois.
- Courbis Charlotte, 2006. Stage de fin d'étude d'ingénieur.** Sujet : évaluation du risque de transfert des pesticides dans le ruissellement : étude comparative de deux modèles (le GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) et le RZWQM (Root Zone Water Quality Model) développés par le US Department of Agriculture. Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement, Strasbourg. 6 mois.
- Carrier Xavier, 2004. Stage de DESS.** Sujet : modélisation du transfert de produits phytosanitaires en parcelles agricoles drainées dans l'Ouest de la France à l'aide de MACRO (non-steady state water and solute transport in MACROporous field soils) développé par Nicholas Jarvis de l'université des sciences de l'agriculture en Suède. DESS Management du Territoire : Vers un Développement Durable, Université de Franche-Comté, Besançon. 6 mois.
- Naigeon Lancelot, 1998. Stage de fin d'étude d'ingénieur.** Sujet : utilisation du modèle GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) sur le bassin versant de la Morcille (Beaujolais) en vue d'établir un diagnostic des potentialités de transfert des pesticides vers le cours d'eau. Ecole de Mines de Saint-Etienne. 6 mois.

Lonjaret Emmanuelle, 1995. Stage de DEA. Sujet : pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires : évaluation comparée des performances d'un modèle global et d'un modèle distribué à l'échelle d'un petit bassin versant agricole (respectivement, le CREAMS, Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems, et le SWRRB-WQ, Simulator for Water Resources in Rural Basins-Water Quality, développé par le US Department of Agriculture. DEA National d'Hydrologie, filière Gestion et Valorisation de l'Eau, ENGREF, Montpellier. 6 mois.

Razafindratsimba Marcel, 1994. Stage de DEA. Sujet : utilisation d'un modèle mathématique de transfert (le CREAMS, Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) et d'une méthode simple d'évaluation de risque pour le classement des pesticides. Application sur le bassin versant de l'Ardières (Beaujolais). DEA « Mécanique et ingénierie – Filière Science de l'Eau », ENITRTS / Université Louis Pasteur de Strasbourg. 6 mois.

Thématique « Comprendre et modéliser les flux de substances phytosanitaires au sein des interfaces »

Brochier Valentine, 2008. Stage de 3^o année d'école d'ingénieur. Sujet : élaboration et mise en œuvre d'un protocole d'étude du devenir de pesticides au sein de colonnes de sols issus d'une zone humide plantée de roseaux. Stage de 3^o année de l'Institut Polytechnique La Salle de Beauvais. Co-encadrement de Christelle Margoum et Nadia Carluer (Cemagref). 2 mois.

Boivin Arnaud, 2005-2007. Attaché Scientifique Contractuel de l'INRA en Post-Doc au Cemagref. Sujet : étude de l'évolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée. Co-encadrement de Christelle Margoum et Nadia Carluer (Cemagref).

Boutron Olivier, 2005-2009. Thèse. Sujet : étude de l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert des produits phytosanitaires dans les fossés agricoles : approches expérimentale et numérique. Thèse Cemagref – Université Claude Bernard, IRCE, Lyon 1.

Yang Xi, 2007-2008. Post-doc au Cemagref en collaboration avec l'Institut de Recherche sur la Catalyse de Lyon. Sujet : Application of Stir Bar Sorptive Extraction Coupled to Chromatographic Methods for Analysis of Traces of Pesticides in Water Samples and Studies on Photodegradation of Pesticides on Geo-materials. Cemagref – Université Claude Bernard, IRCE, Lyon 1.

Garon-Boucher Christelle, 1999-2003. Thèse. Sujet : contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. Thèse Cemagref - Université Joseph Fourier de Grenoble.

Mantelin Marie-Hélène, 2003. Stage de fin d'étude d'ingénieur. Sujet : simulation du Transfert de produits phytosanitaires au sein d'un fossé naturel de l'Ouest de la France. Mise en œuvre du modèle TOXSWA. Institut des Sciences et Techniques de l'Ingénieur de Lyon, option Modélisation et Calcul Scientifique. 6 mois.

Dages Cécile, 2002. Stage de fin d'étude d'ingénieur. Sujet : adaptation d'un dispositif de simulation de ruissellement pour évaluer les potentialités de transfert de pesticides via les écoulements de sub-surface, au sein d'une bande enherbée. ENSA Montpellier. 6 mois.

Grellier Nelly, 2002. Stage de fin d'étude d'ingénieur. Sujet : étude et modélisation des transferts entre un écoulement à surface libre et la proche sub-surface d'un sédiment. INSA Toulouse. Co-encadrement de Nadia Carluer (Cemagref). 6 mois.

Zine El Abidine Mohammed, 2001. Stage de DEA. Sujet : étude en canal expérimental du transfert amont - aval de solutés (chlorures, bromures) et de leur distribution au sein du substrat. DEA « Méthodes de Recherche sur l'Environnement et la Santé », Université Joseph Fourier, Grenoble. Co encadrement de Christelle Margoum (Cemagref). 6 mois.

Garon-Boucher Christelle, 1998. Stage de DEA. Sujet : rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain. DEA « Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique », Université Claude Bernard de Lyon. 6 mois.

Charnay Lionel, 1998. Stage de DEA. Sujet : étude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés : rôle des sédiments. DEA « Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique », Université Claude Bernard de Lyon - Ecole Supérieure de Chimie Physique Electronique de Lyon. 6 mois.

Thématique « Mieux évaluer les dynamiques spatiales et temporelles des flux et les formes du transport »

Marion Rabiet, 2007. Post doctorat sur l'évaluation des transferts et de la spéciation (phases liquide/solide) des contaminants dans un cours d'eau de bassin versant agricole. Co-encadrement de M. Coquery et N. Carluer, Cemagref. (2006-2007).

Domange Nicolas, 2001-2005. Thèse. Sujet : étude conjointe des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Alsace). ENGEES-CEVH-ULP Strasbourg-Cemagref Lyon, Co-encadrement.

Thématique « Acquérir des informations relatives au milieu physique et aux actions anthropiques »

Pratiques agricoles :

Alice Patissier, 2011. Master 2. Sujet : Caractérisation des pratiques phytosanitaires en Beaujolais viticole de coteaux. Master Agrosiences, Gestion de la Qualité des Productions Végétales, Parcours Phytoprotection 2^{ème} année, Université d'Avignon. 54 p. 6 mois.

Lucile Lacour, 2010, Stage de 4^o année. Sujet : Caractérisation des modes de conduite pour le contrôle des adventices sur un petit bassin versant viticole. 4^{ème} année de l'Institut National d'Horticulture et de Paysage (INHP) à Angers. Agrocampus Ouest. 22 p. 3 mois.

Savet Olivier, 2001. Stage de fin d'étude d'ingénieur. Sujet : diagnostic des sources ponctuelles et diffuses de produits phytosanitaires : enquête aux niveaux des sièges d'exploitation et des parcelles sur le petit bassin versant viticole de la Morcille, Haut-Beaujolais. Institut Supérieur d'Agriculture de Rhône-Alpes, Lyon. 6 mois.

Chevalier Bertrand, 1999. Stage de maîtrise. Sujet : enquête globale sur l'utilisation des produits phytosanitaires dans le bassin versant viticole la Morcille. Maîtrise de Sciences et Techniques « Aménagement et Mise en Valeur des Régions », Université de Rennes I. 6 mois.

Milieu physique :

Florian Frésard, 2010. Master 2. Sujet : Cartographie des sols d'un petit bassin versant en Beaujolais viticole, en appui à l'évaluation du risque de contamination des eaux par les pesticides. Master 2 Qualité et Traitement des Eaux et des Sols, option : Procédés de Traitement et de Dépollution des eaux et des sols, Université de Franche Comté à Besançon, 54 p. 6 mois.

Giraud Romain, 2009. Master 1. Sujet : développements méthodologiques pour la validation et l'enrichissement d'une base d'information sur les sols en Beaujolais viticole, en appui à l'évaluation du risque de contamination des eaux par les pesticides. Master Hydrogéologie ~ Hydrobiogéochimie ~ Hydro pédologie, Université de Rennes 1. 4 mois.

Bastien Marquier, 2007. Stage de Master Pro. Sujet : élaboration d'une base d'informations sur un bassin versant du Beaujolais en appui à l'évaluation du risque environnemental lié aux pesticides. 2^o année du Master AGIRE, Université de Caen. 6 mois.

- Escot Guillaume, 2005. Stage de Master 1.** Sujet : contribution à l'évaluation des potentialités de transfert des phytosanitaires vers les eaux de surface sur un petit bassin fortement anthropisé, à travers l'intégration de l'ensemble des voies de circulation superficielles d'origine anthropique (fossés, chemins, buses) au sein du Système d'Information Géographique existant. 1^{ère} année du Master Aménagement, option gestion des risques dans les collectivités territoriales, Université Jean Moulin, Lyon 3. 5 mois.
- Petat Benoît, 2004. Stage de DESS.** Sujet : contribution à l'évaluation de la pression polluante liée aux pollutions diffuses au sein d'un petit bassin versant viticole (Beaujolais) et impacts correspondants sur la qualité des eaux de surface. DESS Ingénierie des Hydrosystèmes Continentaux en Europe, Université François Rabelais, Tours. 6 mois.
- Domange Nicolas, 2001. Stage de DEA et fin d'étude d'ingénieur.** Sujet : évaluation des voies de circulation superficielle des pesticides depuis les zones traitées jusqu'au cours d'eau à l'échelle d'un petit bassin versant viticole (Beaujolais). DEA « Systèmes spatiaux et Environnement », ENGEES / Université Louis Pasteur de Strasbourg. 6 mois.
- Genaux Guillaume, 2000. Stage d'élève ingénieur.** Sujet : éléments de typologie des fossés agricoles et initiation d'un système d'information géographique sur le bassin versant de la Morcille (Beaujolais). Rapport de 4^o année de l'Institut Supérieur d'Agriculture de Rhône-Alpes, Lyon. 4 mois.