



MISE AU POINT DE DESCRIPTEURS DU RISQUE DE CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE PAR LES PHYTOSANITAIRES A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT. PRISE EN COMPTE DES DIMENSIONS SPATIALES ET TEMPORELLES. APPUI A L'EVALUATION ET A LA GESTION DU RISQUE [MIRIPHYQUE]

Rapport scientifique. 6 décembre 2014

Coordinateur du projet : Nadia Carluer.

UR MAEP : Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions. Irstea Lyon-Villeurbanne.

Rédacteurs du rapport :

Nadia Carluer, Véronique Gouy, Claire Lauvernet, Guy Le Hénaff, Guilhem Molla. UR MAEP : Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions. Irstea Lyon-Villeurbanne

André Miralles. UMR TETIS : Territoires, Environnement, Teledetection et Information Spatiale. Irstea Montpellier

Bruno Chevion. UMR G EAU : Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages. Irstea Montpellier

François Pinet. UMR TSCF : Technologies et systèmes d'information pour les agrosystèmes. Irstea Clermont Ferrand

Pierre Benoit, Yves Coquet. UMR EGC : Environnement et Grandes Cultures. INRA Grignon ; AgroParisTech (puis université d'Orléans)

Chantal Gascuel-Oudoux. UMR SAS : Sol Agro et hydrosystème Spatialisation. INRA Rennes

Benoit Réal. ARVALIS-Institut du Végétal

Christian Guyot, Julie Maillet Mezeray. Union des Industries de Protection des Plantes



N° de contrat Ministère : 10-MBGD-PESTICIDES-4-CVS-090
Date du contrat : 6/12/2010

Table des matières

Introduction	7
Contexte. Etat des lieux	7
Objectifs du projet.....	7
Démarche générale. Plan du rapport	8
Partie I : modélisation à l'échelle locale (parcelle, élément du paysage).....	10
Modélisation du devenir des pesticides à l'échelle de la parcelle	10
Construction de CEMAFOR : outil de génération et d'analyse de scénarios	11
Applications au bassin de la Fontaine du Theil.....	12
Application au bassin de la Morcille.....	17
Conclusion sur l'utilisation de MACRO à l'échelle de la parcelle.....	26
Modélisation à l'échelle des éléments du paysage	27
Partie II : Détermination des connexions topologiques entre les éléments spatiaux du bassin versant	28
Structuration des données décrivant les bassins dans un Système d'Information Transactionnel (SIT).....	28
Discretisation du bassin versant en un réseau d'éléments homogènes topologiquement connectés	29
Conclusion de la partie II.....	35
Partie III. Agrégation à l'échelle du bassin versant	36
Présentation du Catchment Modelling Framework. Démarche retenue	36
Conception d'un entrepôt de données dédié à l'analyse des résultats de CMF	38
Conclusions. Perspectives	40
Références bibliographiques.....	42
Annexe 1 : Paramètres utilisés par MACRO pour les sols de la Fontaine du Theil	45
Paramètres hydrodynamiques	45
Paramètres concernant le comportement des matières actives	46
Annexe 2. Caractéristiques du drainage virtuel sur le bassin de la Morcille	48
Annexe 3. Modèles du système d'information environnemental SIE-Pesticides	49
Annexe 4. Paramètres utilisés pour la mise en œuvre de CMF sur la Fontaine du Theil	51
Annexe 5. Analyse des résultats de simulation CMF sur la Fontaine du Theil via un entrepôt de données	52

Liste des figures

Figure 1 : Vue d'ensemble du logiciel CEMAFOR utilisé pour générer et analyser les scénarios conduits avec MACRO.	11
Figure 2 : Cartes des sols selon la méthode 4 critères (a) et regroupement en 3 types de sols (b).....	12
Figure 3 : Illustration de l'application « Cascade d'incertitudes ». Chaque point des vignettes b et c correspond à une simulation sur la période de 9 ans pour un jeu de paramètres.....	13
Figure 4 : Export d'isoproturon dans la percolation et le ruissellement, pour l'ensemble des simulations effectuées	14
Figure 5 : dynamique d'exportation des substances actives, en fonction des lames d'eau écoulées.	16
Figure 6 : Granulométrie des différents échantillons de sol prélevés dans le bassin versant de la Morcille	18
Figure 7 : Caractéristique de rétention en eau des différents horizons de sol du bassin versant	18
Figure 8 : Conductivité hydraulique des différents horizons de sol du bassin versant, mesurée au voisinage de la saturation	18
Figure 9 : Carte des sols du bassin versant (van den Bogaert, 2011 ; Frésard, 2010)) et représentativité des sols étudiés pour la caractérisation du devenir des pesticides sur le BV de la Morcille.....	20
Figure 10 : Carte des pentes de la Morcille (a). Histogramme empilé des pentes par UCS (b).....	22
Figure 11 : Comparaison des quantités de substances actives exportées par ruissellement (Année 2008 , pente 7%, UTS 3, sol enherbé).	24
Figure 12 : Exportation de diuron 400 jours après l'application, en pourcentage de la dose appliquée, pour le ruissellement et l'écoulement de subsurface latéral. Facteurs étudiés : type de sol, pente, précipitation cumulée 15 jours après application	25
Figure 13 : Dynamique d'exportation du diuron dans l'écoulement latéral subsurfacique (en pourcentage de la dose appliquée) en fonction de l'écoulement latéral cumulé (en mm). b : zoom sur le début de la période, a, période complète (400 jours).....	26
Figure 14 : Dimensions préconisées pour les zones tampons, selon le scénario considéré	27
Figure 15 : Unités homogènes. (a) Fontaine du Theil (b) Morcille.....	29
Figure 16 : Exemple d'une zone à grande densité d'éléments linéaires.....	30
Figure 17 : Paramètres utilisés dans la procédure de fusion du réseau d'éléments linéaires.....	30
Figure 18 : Résultat de l'algorithme de fusion sur le bassin versant de la Fontaine du Theil	31
Figure 19 : Répartition des flux entre unités homogènes amont et tronçon élémentaire, puis vers les unités homogènes aval. sans redécoupage (a) ou avec redécoupage (b). Chaque rectangle représente une unité homogène.....	31
Figure 20 : Exemples de matrice 3*3 de connectivité "type".....	32
Figure 21 : Exemples de lignes d'échange créées.	33
Figure 22 : Transfert entre couches des Aires drainées par les éléments surfaciques (en pourcentage de leur surface) et linéaires (en m ²).....	34
Figure 23 : Arbre d'exutoires de parcelles déterminé par la méthode SACADEAU sur la Fontaine du Theil:bassin complet (a), zoom de l'encadré rouge, respectivement pour SACADEAU (b) et la méthode développée ici (c).	35
Figure 24 : Abstraction hiérarchique des réservoirs	36
Figure 25 : Modèle de flux dans CMF. A gauche, modèle général. A droite, représentation adoptée pour le projet	37
Figure 26 : Débits et flux d'isoproturon simulés à l'exutoire. Années 2000-2001. Le signal de pluie a été mis à l'échelle pour une meilleure lisibilité.....	37
Figure 27 : Modèle de l'axe d'analyse spatial à gauche, et de l'axe d'analyse temporel à droite.....	39
Figure 28 : Contribution des différentes couches de l'écoulement au transfert d'isoproturon. Période du 20 au 28 mars 2001. Simulation basée sur les résultats issus des parcelles T1 et T3 de la Jaillière	39
Figure 29 : Dynamique temporelle de la contribution des tronçons élémentaires aux flux d'eau (a, b, c) et d'isoproturon (d, e, f) du 20 au 22 mars 2001.	40
Figure 30 : Extrait du modèle SIE-Pesticides	49
Figure 31 : Modèle de connectivité.....	50

Figure 32 : Bilan en eau journalier de parcelles de type G1, G2 et G3 entre les 17 et 28 mars 2001, en mm de lame d'eau.....	52
Figure 33 : Bilan en isoproturon journalier de parcelles de type G1, G2 et G3 entre les 17 et 28 mars 2001, en g/ha	53

Liste des tableaux

Tableau 1 : Statistiques sur les quantités de substances actives exportées, via la percolation et le ruissellement. En pourcentage des doses appliquées (les valeurs inférieures à 0.0001% ont été assimilées à 0).....	15
Tableau 2 : Jeux de paramètres issus des fonctions de pédotransfert MACRO, Footprint, et des mesures de terrain, pour l'Unité Typologique de Sol 1.....	19
Tableau 3 : Ordres de grandeur des durées de demi-vie dans les différents horizons de sols sélectionnés.	21
Tableau 4 : Simulation Macro. Répartition du bilan en eau en fonction des origines des caractéristiques hydrodynamiques des sols (2009, UTS 1, pente 7%).....	23
Tableau 5 : Pourcentage de diuron (a) ou de tébuconazole (b) exporté sur les années 2008-2009 en pourcentage de la dose appliquée, avec application en 2008, en fonction des jeux de paramètres utilisés (pente 7%).....	24
Tableau 6 : Statistiques sur les quantités de substances actives exportées, via la sub-surface et le ruissellement. En pourcentage des doses appliquées 400j après application (les valeurs inférieures à 0.0001 % ont été assimilées à 0)	25
Tableau 7 : Surface des parcelles cadastrales et des unités homogènes finales. (a) Fontaine du Theil, (b) Morcille	29
Tableau 8 : Valeurs de dégradation et d'adsorption des substances modélisées. Source : PPDB	46

INTRODUCTION

Contexte. Etat des lieux

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) requiert d'atteindre le « bon état » des masses d'eau avant 2015 et impose donc la mise en œuvre d'actions pertinentes en termes de diagnostic des causes et de réduction de la contamination. En parallèle, le plan Ecophyto a vocation à diminuer la dépendance de l'agriculture aux produits phytosanitaires. Ce plan prévoit notamment le développement d'indicateurs de risque permettant d'évaluer quantitativement la réduction de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les différents compartiments de l'environnement et sur la santé. Il est donc nécessaire de disposer d'outils et de méthodes permettant d'une part de réaliser le diagnostic du risque de contamination du milieu aquatique par les produits phytosanitaires et des impacts potentiellement induits, d'autre part d'évaluer *ex ante* l'efficacité comparée de différents scénarios d'actions correctives sur un territoire donné. Pourtant le constat actuel est que, malgré la grande diversité d'indicateurs mobilisables à l'échelle de la parcelle (Devillers, Farret et al. 2005), peu d'indicateurs existent à l'échelle du bassin versant, et ne sont le plus souvent qu'une moyenne pondérée d'indicateurs calculés à l'échelle de la parcelle. Par construction, ces indicateurs s'avèrent incapables de rendre compte de l'organisation spatiale du bassin versant (distribution de l'occupation du sol, rôle des éléments du paysage), et du facteur, pourtant essentiel, que représente le délai [application de produit phytosanitaire/événement pluvieux] dans la dynamique d'exportation d'une substance active. A contrario, les modèles de simulation du devenir des pesticides prennent bien en compte cette dimension temporelle. Toutefois, les modèles disponibles à l'échelle du bassin versant et qui prennent en compte explicitement l'organisation spatiale du paysage sont encore peu nombreux (Moussa, Voltz et al. 2002, Carluier, Ackerer et al. 2004, Carluier and De Marsily 2004, Branger 2007, Gascuel-Oudou, Arousseau et al. 2009, Payraudeau, Junker et al. 2009, Lagacherie, Rabotin et al. 2010), et demandent beaucoup de données pour que leur application soit pertinente. Appréhender les dimensions spatiales et temporelles paraît pourtant nécessaire pour aborder à l'échelle d'un bassin versant ou d'une aire d'alimentation de captage la définition d'un plan d'action qui ne se limite pas à un abaissement de l'IFT¹, mais adapte les actions (modification de l'assolement, des pratiques culturales, aménagement type zone tampon) à la vulnérabilité du milieu.

Objectifs du projet

Dans ce contexte, ce projet a pour objectif de construire **une méthode d'évaluation du potentiel de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant** (quelques dizaines de km²), qui inclut **les dimensions spatiales et temporelles**, sans avoir la complexité d'un modèle complet de devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant. Une telle méthode doit permettre à la fois d'évaluer le risque de contamination lié aux pratiques en cours sur un bassin versant, mais également d'anticiper l'effet à attendre de mesures d'atténuation du risque : changement d'occupation du sol, de pratiques culturales, mise en place de zones tampons.

Il s'agit de **se baser sur les connaissances et modèles de simulation disponibles à l'échelle locale**, et de les **agréger à l'échelle du bassin versant**, en s'appuyant sur une **typologie des différents constituants du bassin versant**. Une telle démarche doit permettre de réduire la complexité de la modélisation, ainsi que le nombre de données nécessaires, par rapport à ce que demande une démarche de modélisation « classique » à l'échelle du bassin versant, tout en permettant de rendre compte des éléments qui influencent significativement le transfert des pesticides vers le milieu aquatique : géomorphologie, pédologie, organisation spatiale de l'occupation du sol et des pratiques agricoles, chronologie des applications, climat, caractéristiques des éléments du paysage et zones tampons éventuelles.

Il s'agit également **d'évaluer comment les flux d'eau et de solutés prédits par la modélisation sont affectés par les incertitudes sur les données disponibles**, notamment sur les paramètres qui décrivent les sols du bassin versant ou sur les dates d'application des phytosanitaires.

¹ IFT : Indice de Fréquence de Traitement

Les résultats attendus ne sont pas forcément des chroniques de concentrations à l'exutoire, mais un descripteur plus synthétique du niveau de contamination, comme la fréquence de dépassement d'un seuil de concentration donné pendant une période de temps donné, qui semble plus pertinent pour permettre de faire le lien avec l'impact sur le milieu aquatique.

Démarche générale. Plan du rapport

La méthode développée dans le cadre de ce projet a vocation à s'appliquer à des bassins de taille intermédiaire (quelques dizaines de km²). La démarche adoptée ici est basée sur le constat que les modèles de devenir de pesticides réellement validés sont essentiellement des modèles à l'échelle de la parcelle. Par ailleurs, les modèles à l'échelle du bassin versant abordent rarement les questions de connectivité des écoulements, pourtant essentielles pour le devenir de solutés réactifs comme les pesticides, sur des bassins où écoulements de surface et proche subsurface interagissent -exception faite de modèles comme MHYDAS (Moussa, Voltz et al. 2002) et SACADEAU (Aurousseau, Gascuel-Oudoux et al. 2009), qui restent assez simples dans la représentation qu'ils font des processus propres aux pesticides-. En effet, le fait que les pesticides soient soumis à des processus non linéaires et à de fortes interactions implique le recours à une représentation relativement complexe des processus propres à chaque pesticide (notamment adsorption et dégradation) pour simuler le devenir de la très faible fraction de produits appliqués qui rejoindra le milieu aquatique.

L'hypothèse qui fonde le travail mené dans ce projet est donc que,

- **simuler de façon suffisamment précise le devenir des pesticides, à l'échelle des éléments du paysage** (parcelle, zones tampons, routes, fossés), sur une sélection de ces éléments qui permette de représenter la **variété des situations rencontrées**,
- **et faire transférer les flux ainsi simulés à l'exutoire du bassin versant** via un modèle hydrologique adapté à la représentation des **connectivités hydrologiques entre éléments du paysage**,

permet de rendre compte des processus dominant le devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant, et de caractériser le potentiel de contamination du cours d'eau par les produits phytosanitaires.

De cette hypothèse découlent les différentes étapes de la démarche qui a été adoptée :

- 1 – pour chaque bassin d'application, définition d'une typologie de scénarios (pour les parcelles : sol, pente, climat, pratiques culturales ; pour les éléments du paysage : dimensions, sol, végétation, flux de pesticides entrants, climat) permettant de couvrir la gamme des situations réalistes sur le bassin. Cette phase peut impliquer l'acquisition de données complémentaires pour garantir une représentation pertinente des processus à l'œuvre ;
- 2 – simulation du devenir des substances actives à l'échelle locale (parcelles cultivées, éléments du paysage) pour l'ensemble de ces scénarios ;
- 3 – stockage des résultats de simulation à l'échelle locale d'une façon qui permette leur exploitation facilitée et systématisée à cette échelle, et leur remobilisation pour une agrégation à l'échelle du bassin versant ;
- 4 – caractérisation de la connectivité hydrologique entre les éléments du paysage ;
- 5 – utilisation d'un modèle hydrologique permettant de représenter le transfert et la dissipation des flux et des concentrations simulés à l'échelle du bassin versant à partir des modélisations à l'échelle locale et en s'appuyant sur les connectivités déterminées à l'étape précédente ;
- 6 – répétition de l'étape précédente sur un grand nombre de scénarios, afin de permettre l'analyse statistique des résultats et l'élaboration d'un descripteur du risque de contamination à l'échelle du bassin versant.

Cette démarche a été mise en œuvre sur deux petits bassins tests, aux caractéristiques agro-pédo-climatiques contrastées, afin d'assurer le caractère générique de la méthode, et de permettre de l'adapter à d'autres contextes.

Le premier est le **bassin de la Fontaine du Theil** (35), bassin de 128 ha comportant 72 parcelles exploitées en polyculture-élevage par une vingtaine d'agriculteurs. Ce bassin a été suivi par l'UIPP et ARVALIS-Institut du végétal entre 1996 et 2006 (Maillet-Mezeray, Réal et al. 2010) : on y dispose de données de pluviométrie horaire, de

chroniques de débit à l'exutoire, de concentrations moyennes hebdomadaires (journalières pendant certaines périodes) des substances actives appliquées et du calendrier exhaustif des pratiques agricoles pendant les 10 années de suivi. Ce site est donc particulièrement intéressant pour explorer l'effet sur les flux de solutés modélisés de l'**incertitude** liée à la connaissance approximative que l'on a en général du **calendrier des pratiques agricoles**, notamment des dates d'application des produits phytosanitaires, souvent connues à quelques jours près seulement : à cette fin, nous avons simulé des dates d'application fictives, proches des dates connues.

Le deuxième est le **bassin versant expérimental de la Morcille** (69), bassin de 3.5 km² suivi par l'équipe Pollutions Diffuses d'Irstea Lyon-Villeurbanne depuis plus de 15 ans. Il s'agit d'un bassin typique de vignes de coteaux (70 % de la SAU² est en vigne), avec des sols d'arènes sableuses sur socle granitique. On y dispose de chroniques de précipitations et de débits suffisamment continues depuis l'année 2000, de données de concentrations à l'exutoire pour une trentaine de substances actives ainsi que de résultats d'enquêtes sur les pratiques culturales menées notamment avant et après l'interdiction de l'herbicide central qu'était le Diuron pour la viticulture. Dans le cadre de ce projet, une cartographie et une caractérisation des principaux horizons pédologiques du bassin ont été réalisées (Partie I) : ces données permettent d'explorer l'effet sur la modélisation de l'incertitude liée au fait de considérer des paramètres issus de fonctions de pédotransfert plutôt que des paramètres issus de mesures pour décrire les sols.

Il ne s'agissait pas dans le cadre de ce projet d'aller jusqu'à la mise au point d'outils directement opérationnels, mais d'évaluer la faisabilité de la méthode, dans une démarche prospective. Par ailleurs, compte tenu de la taille modérée des bassins tests, le passage par une typologie de parcelles ne s'imposait pas pour aborder le passage à l'échelle du bassin versant : cette approche a toutefois été adoptée ici en vue de la généralisation ultérieure de la méthode à des bassins plus vastes (dizaines de km²), où le recours à la typologie permettrait de restreindre significativement le nombre de simulations « locales » à effectuer.

Le plan du présent rapport suit la trame suivante : il présente les travaux effectués à l'échelle locale de la parcelle ou des éléments du paysage dans la partie I (étapes 1 et 2) et s'attache dans la Partie II aux travaux menés autour de la connectivité hydrologique entre les différents éléments du bassin versant, essentielle pour aborder le changement d'échelle (étapes 3 et 4). Le passage à l'échelle du bassin versant est abordé dans la Partie III (étape 5). L'étape 6, qui supposait d'explorer l'influence de la répartition spatiale et temporelle de l'occupation du sol et des applications de phytosanitaires sur l'intensité et la dynamique des flux d'eau et de pesticides simulés à l'exutoire, n'a pas été suffisamment approfondie par manque de temps : le projet a permis d'aboutir à une structure de modélisation fonctionnelle, structure qui reste à être validée et utilisée de façon plus systématique pour explorer une grande gamme de scénarios et aboutir à des descripteurs du risque de contamination des eaux par les pesticides.

² SAU : Surface Agricole Utile

PARTIE I : MODELISATION A L'ECHELLE LOCALE (PARCELLE, ELEMENT DU PAYSAGE)

Modélisation du devenir des pesticides à l'échelle de la parcelle

Bien que le cœur du projet porte sur l'agrégation des résultats des simulations réalisées depuis l'échelle locale vers l'échelle du bassin versant, et non sur la modélisation à cette échelle locale, il s'est avéré nécessaire de s'appuyer sur un modèle représentant les processus en jeu à l'échelle de la parcelle de façon suffisamment réaliste pour que la réflexion sur l'agrégation soit pertinente. Des travaux préliminaires menés sur le bassin de la Fontaine du Theil (Magdelénat 2009) avec le modèle PRZM (Loague 1992), ont montré la nécessité de mieux représenter la redistribution des flux infiltrés dans le profil de sol, ainsi que le phénomène de ruissellement par saturation pour aboutir à une simulation suffisamment pertinente. PRZM ne représentant pas correctement la dynamique de l'eau dans le sol dans ce contexte pédoclimatique, le choix s'est finalement porté sur le modèle MACRO (Jarvis 1994, Jarvis, Stahlil et al. 1994, Larsson and Jarvis 1999, Larsbo and Jarvis 2003, Jarvis and Larsbo 2012), utilisé pour l'homologation des substances phytopharmaceutiques au niveau européen et largement utilisé par la communauté scientifique.

MACRO est un modèle 1D construit pour décrire spécifiquement les écoulements préférentiels dans les macropores du sol, au moyen d'une équation d'onde cinématique pour l'eau et d'un transfert par convection pour les solutés, tandis que les écoulements dans les micropores sont décrits par l'équation de Richards pour l'eau et par l'équation de convection-dispersion pour les solutés. D'une manière générale, le choix d'un modèle à "double perméabilité" se justifie lorsque la courbe de rétention d'eau des sols (teneur en eau en fonction du potentiel matriciel) présente une allure bimodale, identifiant plusieurs tailles caractéristiques de porosité. A contrario, MACRO peut très bien fonctionner en l'absence de macroporosité ou pour des macroporosités négligeables. De plus, ce modèle a été utilisé dans le cadre du projet européen Footprint (www.eu-footprint.org), qui a abouti à l'élaboration d'un nouvel ensemble de fonctions de pédotransfert permettant de simplifier la définition des paramètres décrivant les sols et le comportement des substances actives dans le modèle, point jusqu'alors délicat dans sa mise en œuvre. Compte tenu de la large utilisation faite de cette version du modèle, dans ce projet et dans la communauté scientifique, il nous a paru intéressant de regarder si les résultats des simulations variaient beaucoup selon que l'on utilise les paramètres issus de ces fonctions de pédotransfert plutôt que ceux issus de mesures souvent difficiles à acquérir, quand celles-ci sont disponibles. Enfin, au moment du choix du modèle, la mise à disposition prochaine d'une version de MACRO représentant également le ruissellement était annoncée par les concepteurs (SLU, Université suédoise des Sciences Agricoles, basée à Uppsala), ce qui aurait permis de représenter l'ensemble des processus de transfert hydriques advenant à l'échelle de la parcelle. Le développement de cette version a pris du retard, et la version utilisée ici ne représente finalement le ruissellement que comme refus à l'infiltration quand la surface du sol est saturée (pas de ruissellement hortonien), sans description du "flaquage" (ponding) ni de la ré-infiltration. La méthode développée dans ce projet pourra toutefois être facilement intégrer cette prochaine version de MACRO.

A l'origine de ce projet, l'objectif était de n'utiliser le modèle de simulation à l'échelle de la parcelle que comme un outil relativement interchangeable, et de ne pas l'étudier en tant que tel. Toutefois, l'investigation de l'influence de l'incertitude sur les paramètres décrivant les sols ou le comportement des phytosanitaires dans l'environnement (notamment dissipation et adsorption), ou de l'influence de la non connaissance exacte des dates d'application nous a conduits à étudier plus en profondeur ces aspects du modèle MACRO. En effet, les implications de ces éléments en termes opérationnels nous semblent importantes pour l'évaluation du potentiel de contribution des parcelles qui le constituent à la contamination d'un bassin versant. Cette inflexion a conduit à développer des outils permettant une mise en œuvre « intensive » et systématique de MACRO ainsi que des post-traitements adaptés au très grand nombre de simulations effectuées.

Construction de CEMAFOR : outil de génération et d'analyse de scénarios

Le logiciel CEMAFOR (CEmagref, MAcro, FORtran) a été conçu pour automatiser le fonctionnement de MACRO, dont les concepteurs nous ont fourni une version "ligne de commande" (*i.e.* sans interface graphique). Cette version permet d'imposer des paramétrisations du modèle en modifiant des fichiers d'entrée de type texte. Les fichiers de sortie sont également de type texte. Grâce à cette version spécifique, MACRO peut prendre place au cœur d'une suite de programmes destinée à générer les paramétrisations souhaitées pour le modèle (paramètres des sols, des plantes, des solutés, dates d'application, données climatiques) et à collecter les résultats de chacune des simulations effectuées aux pas de temps choisis (en particulier, flux d'eau et de soluté dans la percolation, le ruissellement et le drainage, le cas échéant). La Figure 1 donne un aperçu de la procédure, décrite en détail dans (Chevron, Carluier et al. Soumis). Le paragraphe suivant décrit l'utilisation qui a été faite de CEMAFOR pour ce projet.

A l'entrée dans la procédure (point 1) l'utilisateur choisit son scénario de référence (un jeu de paramètres de référence) puis indique quelles perturbations des paramètres doivent être effectuées, constituant autant de jeux de paramètres que de scénarios à tester. Il faut ensuite définir les variables d'intérêt, celles que le modèle devra produire. Le fait de ne produire que certaines des nombreuses sorties de MACRO permet de gérer plus facilement les problèmes d'espace-mémoire liés à des simulations intensives (plusieurs centaines de milliers de "runs" de MACRO pour l'ensemble du projet). Il faut enfin édicter des critères d'acceptabilité pour les simulations à mener, *i.e.* indiquer à la procédure comment trier les "bons" des "mauvais" runs lors des post-traitements³. Le rôle de l'utilisateur s'arrête là, du fait de l'automatisation de la procédure (points 2 à 6). L'utilisateur ne reprend la main que lorsque toutes les simulations ont été effectuées, pour décider de la représentation graphique des résultats, sous un tableau ou en utilisant les méthodes d'analyses qui conviennent aux volumes de données produites, avec possibilité de couplage avec le logiciel R.

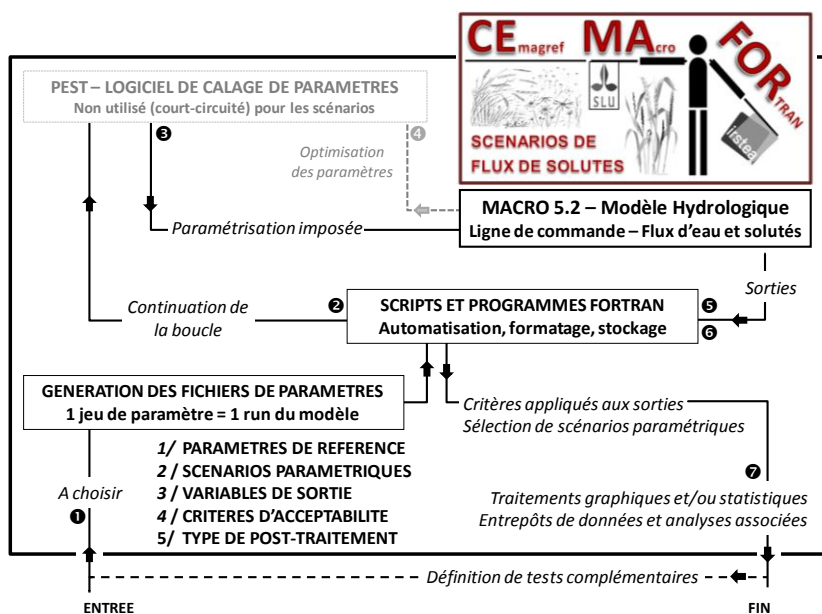


Figure 1 : Vue d'ensemble du logiciel CEMAFOR utilisé pour générer et analyser les scénarios conduits avec MACRO.

³ Pour l'application à la Fontaine du Theil, par exemple, trois critères ont été fixés, basés sur la connaissance générale que l'on a du fonctionnement hydrologique de ce type de bassin (http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/CONNAISSANCES/Voies_de_transfert/): le premier demandait que la lame percolée représente en moyenne 90% de la lame écoulee annuelle, à 5% près ; le deuxième que le ratio ruissellement/lame écoulee totale soit plus fort pendant les événements pluvieux qu'en dehors de ceux-ci. Le troisième consiste en un test de convergence du ratio du nombre de jeux de paramètres acceptés sur le nombre de jeux de paramètres testés, qui permet de limiter le nombre de simulations à réaliser pour couvrir la gamme de fonctionnements envisageable.

Applications au bassin de la Fontaine du Theil

Sur ce bassin, les données relatives aux sols sont relativement peu nombreuses. On y dispose d'une carte pédologique établie selon la méthode 4 critères adaptée aux bassins bretons (Montagne 1998), ainsi que de la détermination de la texture des principaux horizons pédologiques (Fabre 2010), combinées pour parvenir à un regroupement des parcelles en entités "suffisamment similaires" selon trois groupes (G1, G2, G3, voir Figure 2). A contrario, le calendrier des pratiques culturales est connu de façon exhaustive.

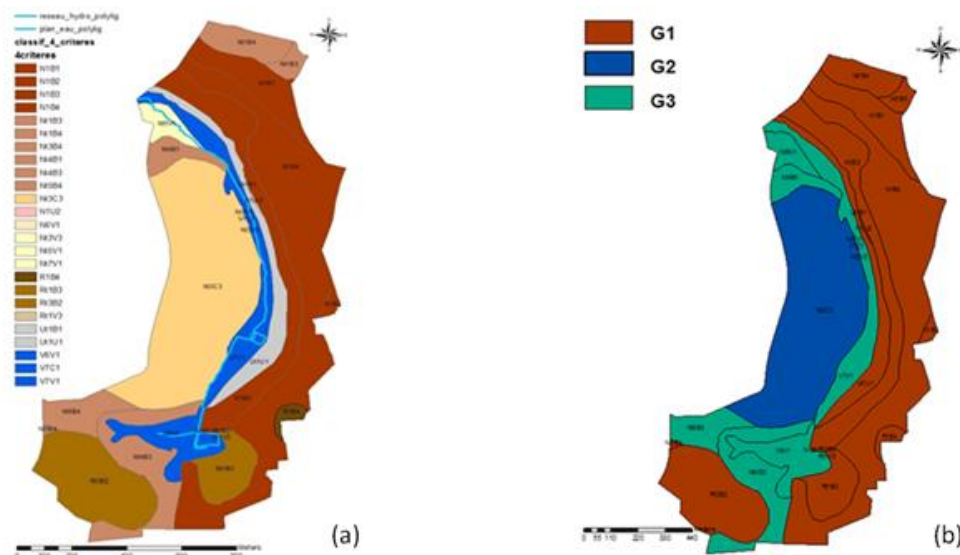


Figure 2 : Cartes des sols selon la méthode 4 critères (a) et regroupement en 3 types de sols (b)

Pour constituer un scénario de référence, le choix a donc été fait de se baser sur les fonctions de pédotransfert incluses dans le modèle MACRO (paramètres hydrodynamiques des sols), d'utiliser la base PPDB issue de Footprint⁴, pour connaître les propriétés (dégradation, sorption) des solutés modélisés et d'utiliser les dates d'application disponibles pour les traitements effectués in situ. Sur ce bassin, seul le profil de sol a été jugé discriminant du point de vue du comportement hydrologique. On considère donc 3 parcelles types : une parcelle G1 (correspondant à un sol brun de versant, avec une condition à la limite en bas de profil de gradient hydraulique constant), une parcelle G2 (sol brun lessivé de versant, même type de condition aux limites) et une parcelle G3 (sol hydromorphe de bas fond, avec une condition à la limite de type nappe dans le profil) (Corot 2012, Cheviron, Carluer et al. Soumis). Les paramètres utilisés figurent en annexe 1.

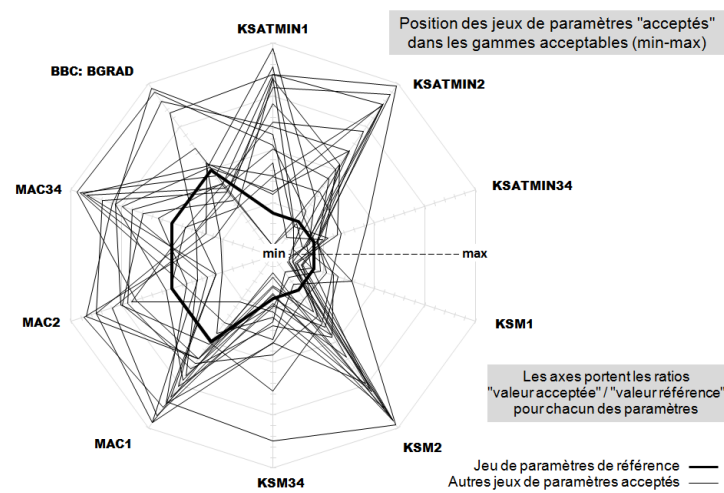
Une première application (Application 1 : "cascade d'incertitudes") de CEMAFOR a consisté en l'application successive d'incertitudes sur les paramètres du sol, sur ceux du soluté, puis sur les dates d'application, pour observer la dispersion qui en résulte sur les prédictions de flux de solutés dans la percolation et le ruissellement. Cette application, destinée à illustrer les possibilités de CEMAFOR et à présenter l'outil dans la littérature, se restreint à un type de parcelle (G2), cultivée en blé, traité avec l'IPU (Isoproturon). L'idée est d'offrir une méthode capable d'offrir une fourchette d'estimation des cumuls d'IPU dans la percolation et le ruissellement, à partir d'un très grand nombre de simulations, pour les cas plausibles où les propriétés du sol, le comportement du soluté et les dates d'application ne sont qu'approximativement connus. Nous avons choisi ici de travailler sur une longue période (9 ans, soit la totalité de la période de suivi des dates d'application) mais la procédure permet aussi de gérer des périodes annuelles ou bien des événements particuliers.

Une deuxième application (Application 2 : "déterminants temporels de l'export") a concerné les trois types de parcelles (G1, G2, G3), deux cultures et six solutés (blé : Isoproturon-IPU, Diflufenicanil-DFF, Ioxynil-IOX; maïs : Sulcotrione-SUL, Diméthénamide-DIM, Atrazine-ATR). L'objectif était cette fois de s'en tenir aux paramétrisations de référence mais de rechercher les déterminants de l'export de soluté dans la combinaison de l'état hydrique du sol au moment de l'application et de la coïncidence entre la date d'application et la survenue de la première pluie significative. CEMAFOR a donc été utilisé pour des scénarios de dates d'application fictives, comportant des

⁴ PPDB : Pesticides Properties Data Base ; <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

dérives autour des dates d'application réelles, dans le but d'identifier et d'interpréter les variations des prédictions de transfert du modèle MACRO pour les combinaisons testées.

Application 1 : "cascade d'incertitudes"



La Figure 3 rassemble l'essentiel des éléments de l'application "cascade d'incertitudes". La Figure 3a a trait à la variation des flux d'eau prédits en fonction des incertitudes (aléatoires) imposées sur les paramètres sensibles de l'hydrodynamique du sol. Elle indique les jeux de paramètres qui remplissent les critères d'acceptabilité. Plus précisément, elle indique la position de chacun des paramètres, pour chacun des jeux acceptés, dans les gammes [min, max] définies comme acceptables. Les paramètres testés sont KSATMIN (la conductivité hydraulique à saturation des macropores, dans les horizons 1, 2 et 3-4), KSM (idem pour les micropores), MAC (le pourcentage de volume occupé par les macropores) et BGRAD (la condition de flux au bas du profil). Cette figure montre la très faible équifinalité⁵ de MACRO puisque les 21 jeux de paramètres sélectionnés représentent moins de 0.5% de ceux testés et que leurs "signatures radar" présentent des différences significatives. La Figure 3b montre la dispersion des flux de soluté (IPU) dans le ruissellement et la percolation pour la période de 9 ans testée, après avoir appliqué des incertitudes aléatoires (dans des gammes plausibles) sur les paramètres du soluté, pour chacun des 21 jeux sélectionnés plus haut. Peu de cas présentent des contaminations importantes en percolation et les flux prédits en ruissellement sont systématiquement beaucoup plus importants, mais on rappelle que MACRO n'est pas (encore) un modèle de ruissellement. La Figure 3c prend le pire scénario de la Figure 3b (flux de soluté de 5.04 g ha⁻¹) et teste l'effet de dérive des dates d'application, dans une fenêtre de +/- 5 jours autour de la date réelle, pour chacune des 4 applications d'IPU sur la période de 9 ans testée.

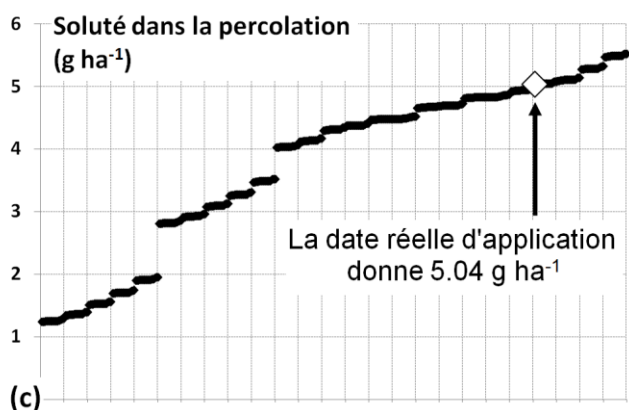
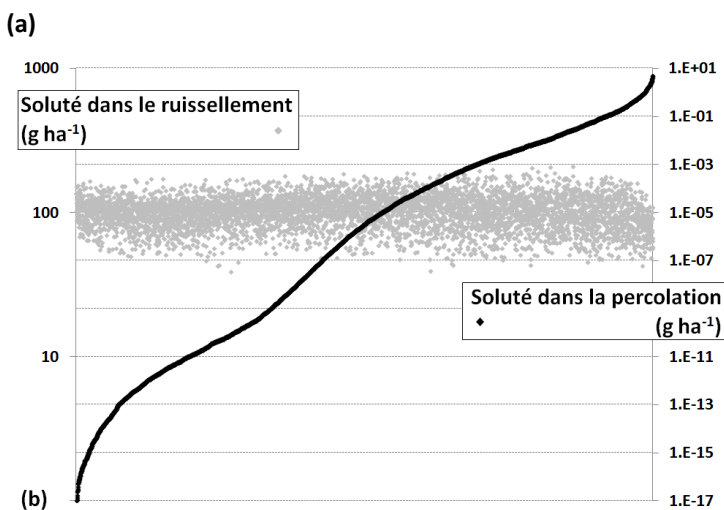


Figure 3 : Illustration de l'application « Cascade d'incertitudes ». Chaque point des vignettes b et c correspond à une simulation sur la période de 9 ans pour un jeu de paramètres

⁵ C-a-d la capacité pour plusieurs jeux de paramètres à conduire au même résultat. Compte tenu du grand nombre de paramètres utilisés par MACRO, on aurait pu s'attendre à ce qu'elle soit importante.

Application 2 : "déterminants temporels de l'export"

Cette application avait pour but d'une part d'évaluer l'influence sur l'exportation simulée à l'échelle de la parcelle de l'incertitude sur les dates de traitement, et d'autre part d'alimenter les entrepôts de chroniques de flux d'eau et de solutés simulés mobilisés dans l'étape d'agrégation à l'échelle du bassin versant.

Toutes les dates et doses d'application des 6 herbicides sélectionnés (3 pour le blé, 3 pour le maïs) ont été relevées dans le calendrier cultural pour les années 1998 à 2006. Leur application a alors été simulée sur chaque parcelle type, à la fois pour la date réelle d'application et pour des dates réparties sur une période s'étalant sur 20 jours autour de cette date.

Les résultats de ces simulations ont été organisés dans une base de données sur lesquelles des requêtes SQL ont été élaborées pour extraire les variables de sortie qui nous semblaient les plus pertinentes : précipitations cumulées, flux d'eau et de solutés cumulés pour chacune des composantes de l'écoulement à 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105, 120, 200 et 400 jours après l'application. Le premier événement pluvieux conséquent (estimé sur ce bassin à une pluie cumulée en 24h supérieure ou égale à 7 mm) a été déterminé et le même type de requêtes que précédemment a aussi été appliqué à partir de la date correspondante. Les fichiers résultant ont été exploités sous R, pour permettre une visualisation qui facilite l'identification des facteurs influençant les exportations. Cette chaîne de traitement est automatisée, et permettra, moyennant des adaptations mineures, l'exploitation similaire de simulations qui pourraient être réalisées avec d'autres modalités ou dans d'autres contextes, éventuellement dans le but d'enrichir et de compléter le logiciel CEMAFOR.

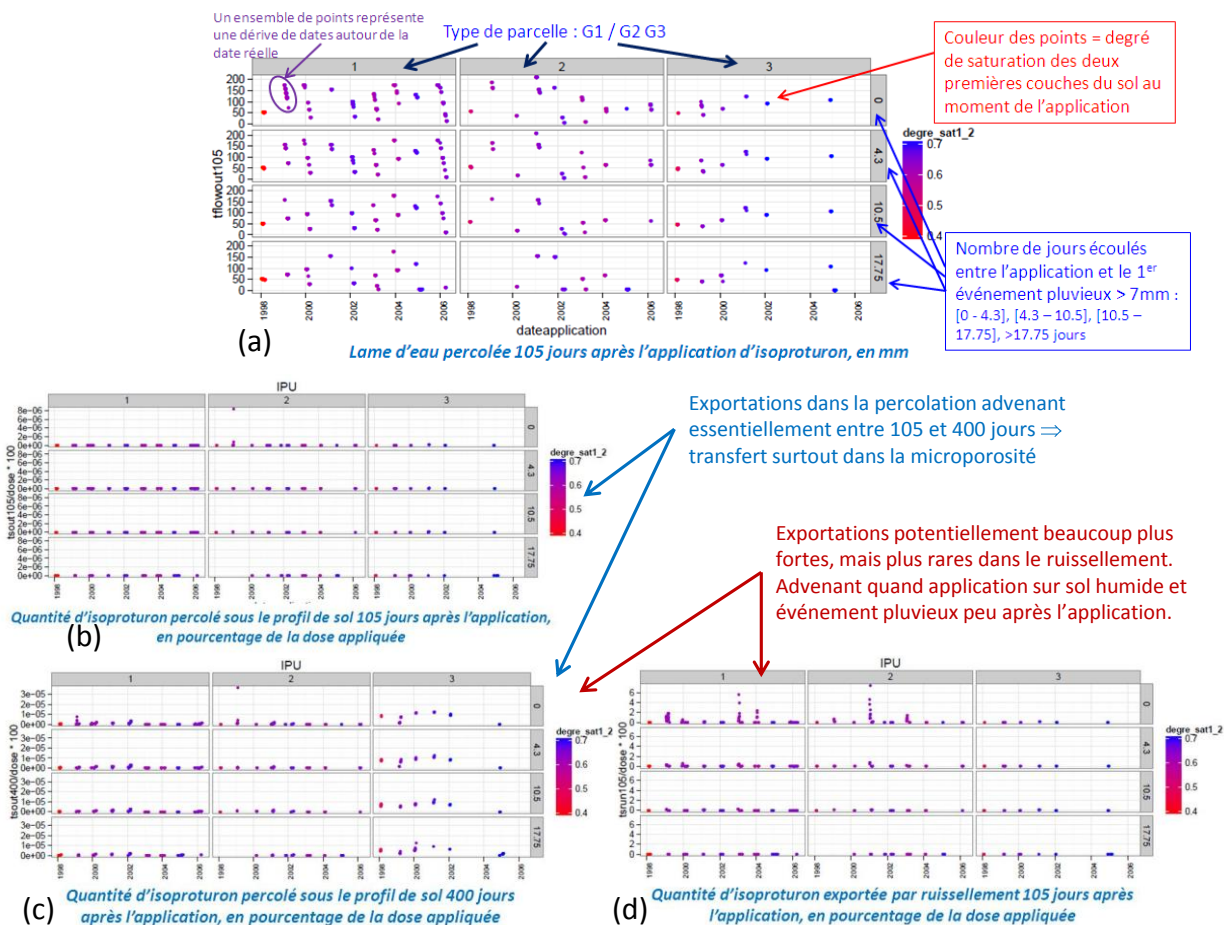


Figure 4 : Export d'isoproturon dans la percolation et le ruissellement, pour l'ensemble des simulations effectuées

La Figure 4 illustre ainsi l'ensemble des simulations effectuées pour l'isoproturon : (a) représente la lame d'eau percolée sous le profil de sol 105 jours après l'application et expose le formalisme de la représentation adoptée. Les facteurs d'influence illustrés sont ainsi le type de sol (colonne), la saturation des premières couches de sol au moment de l'application (couleur), et le délai [application de produit phytosanitaire/événement pluvieux]. D'autres variables explicatives, non illustrées ici, peuvent être utilisées, comme le volume correspondant à la première pluie significative, le cumul de pluie d'une durée donnée après l'application etc Les vignettes (b) et

(c) montrent les quantités d'IPU percolées respectivement 105 et 400 jours après l'application. On y voit que le flux percolé à 105 jours sur le sol G2 est quasi-nul, l'essentiel des exports se déroulant entre 105 et 400 jours, ce qui dénote un transfert essentiellement via la microporosité, mais restant faible (au maximum $3 \cdot 10^{-5}$ % de la dose appliquée). Seule l'application sur sol humide, suivie d'une pluie peu de temps après, permet des exports plus rapides (point isolé Figure 2b). Ces résultats sont cohérents avec l'Application 1, qui montre que les exports d'IPU sur le sol G2 ne deviennent significatifs que pour un faible nombre de scénarios autour du jeu de référence utilisé ici. A contrario, les exports dans le ruissellement peuvent être importants (jusqu'à 7% de la dose appliquée) quand le produit est appliqué sur sol humide et qu'une pluie significative advient rapidement. Il convient toutefois de rappeler que MACRO ne peut représenter que le ruissellement par saturation, et que cette partie des résultats mérite donc d'être analysée avec prudence.

Les résultats sont similaires pour les autres molécules, comme le résume le Tableau 1, avec des variations qui reflètent leurs caractéristiques comportementales et leur période d'application.

Molécules	Percolation				Ruissellement			
	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
Atrazine	0	0.0267	0.0347	0.28	0	0	0	0
Diflufénicanil	0	0	0	0	0	0.0995	0.2778	2.981
Dimétomorphe	0	0.0019	0.0026	0.0088	0	0	0	0
Ioxynil	0	0	0	0	0	0	0.0528	4.276
Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0.0655	7.469
Sulcotrione	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 1 : Statistiques sur les quantités de substances actives exportées, via la percolation et le ruissellement. En pourcentage des doses appliquées (les valeurs inférieures à 0.0001% ont été assimilées à 0)

La Figure 5 illustre la dynamique d'exportation des molécules, dans les différentes composantes de l'écoulement (ici ruissellement et percolation), en fonction des lames d'eau écoulées. La vignette (a) permet par exemple de confirmer, pour le diflufénicanil, que l'export dans le ruissellement est surtout important quand l'application a lieu sur sol humide et qu'un événement pluvieux suit peu après, et qu'il est dans ce cas sensible à la dérive de dates. On peut alors observer, une courbe d'allure asymptotique, alors que les autres courbes, conduisant à des cumuls moindres, sont plus linéaires. Dans ces derniers cas, les dérives de dates autour des dates réelles modifient très peu les quantités exportées. Pour ce qui concerne la percolation, la vignette (b) montre, par exemple pour le diméthénamid, assez peu mobile mais peu rémanent ($K_{oc} = 69 \text{ cm}^3/\text{g}$ et $DT_{50} = 13$ jours), qu'une fois amorcé l'export, celui-ci est relativement linéaire en fonction de la lame percolée, ce qui conforte l'hypothèse d'un transfert simulé via la microporosité, avec une dégradation très lente une fois la substance dans les horizons profonds du sol.

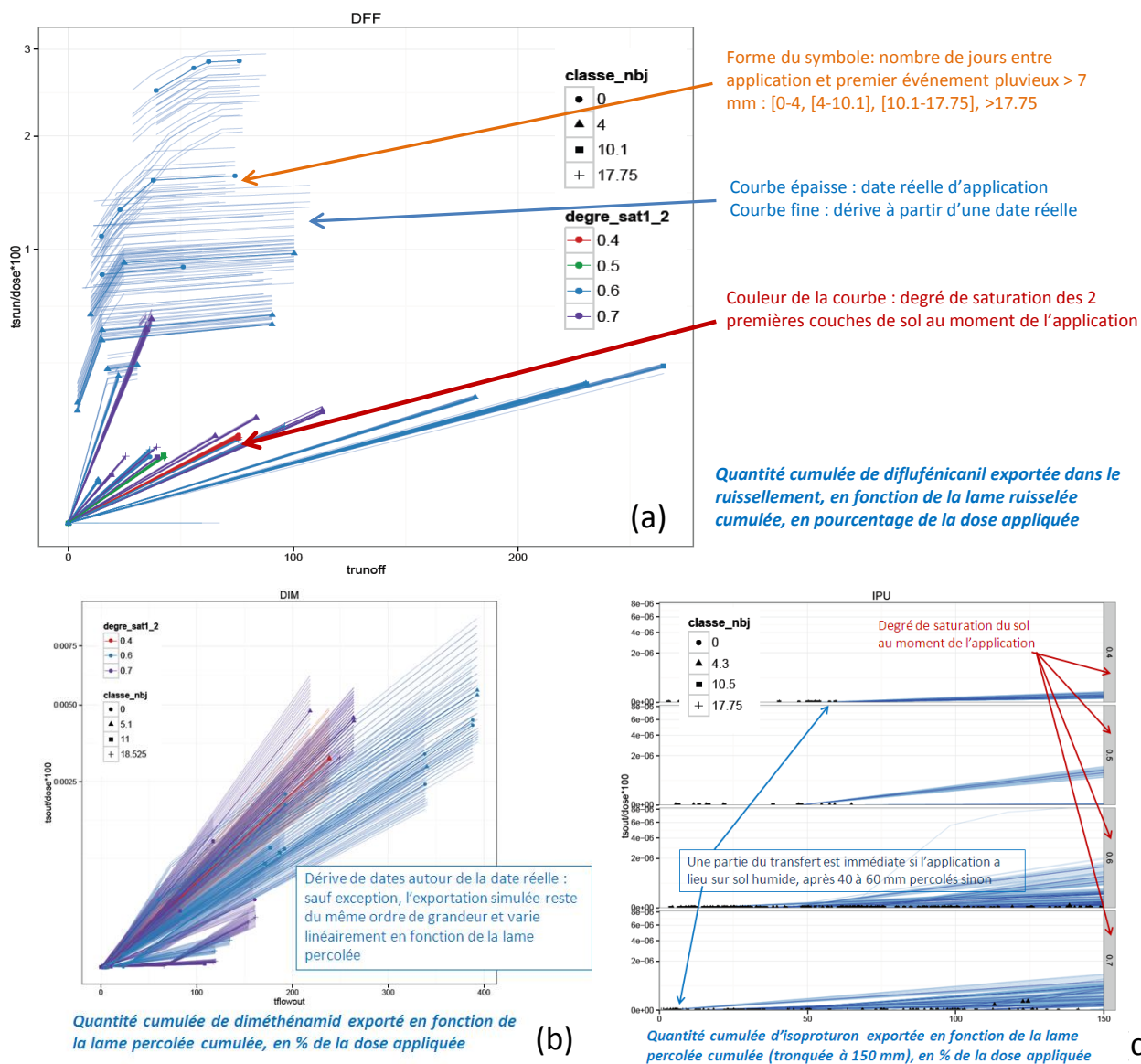


Figure 5 : dynamique d'exportation des substances actives, en fonction des lames d'eau écoulées.

Là encore les pentes les plus fortes, et donc les exportations a priori les plus importantes (le taux final d'exportation dépendant alors de la lame écoulée) correspondent à des applications sur sol humide et des pluies advenant ensuite rapidement. On observe que, contrairement au ruissellement, les dérivés de dates mènent à des exports dans la percolation qui restent du même ordre de grandeur que pour les dates réelles. Il en irait certainement autrement sur un sol où la macroporosité a un rôle plus marqué. La vignette c) permet, par exemple pour l'isoproturon, d'examiner de plus près l'amorce de la courbe de cumul : pour les applications sur sol humide, l'arrivée du produit en bas de profil peut commencer dès le début de la percolation, alors que pour des sols plus secs, 50 à 60 mm de percolation sont nécessaires pour transporter le produit en bas de profil. On peut donc supposer que dans le premier cas, la macroporosité est activée.

Ces graphiques illustrent les capacités d'analyse et d'interprétation des résultats que permet la chaîne de traitement développée pour le projet. L'utilisation de fonctions de pédotransfert pour décrire les sols et le manque de données observées à l'échelle de la parcelle induisent en revanche une certaine incertitude sur les résultats des simulations vis-à-vis de la réalité, la validation ne pouvant être réalisée sur ce site qu'à l'échelle du bassin versant, où des données sont disponibles.

Application au bassin de la Morcille

Sur ce bassin, des enquêtes sur les pratiques culturales ont été réalisées pour les années 2006, 2009 et 2010 (Lacour 2010, Patissier 2011). Elles permettent donc de cerner l'évolution des pratiques liées notamment à l'interdiction du diuron. Toutefois, seule une partie de l'ensemble des viticulteurs ayant au moins une parcelle sur le site a répondu à ces enquêtes, en fournissant de surcroît en général une période d'application plutôt qu'une date exacte. Les pratiques ne sont donc connues que de façon approchée.

La caractérisation des sols a par contre été approfondie. La carte pédologique au 1/25000 existante (Giraud 2009, Frésard 2010) a été précisée et les caractéristiques pédologiques et hydrodynamiques des différents horizons pédologiques ont été déterminées : granulométrie, masse volumique apparente, teneur en carbone organique, courbe de rétention en eau, conductivité hydraulique sous faible succion (Van Den Bogaert 2011).

Carte des sols

Les sols du bassin ont été classés en 3 grandes unités cartographiques de sols (UCS) : l'UCS 1, représentant environ 47 % de la surface du bassin, regroupe deux unités typologiques de sols (UTS), à savoir les sols sableux sur altérite de granite (UTS 1) et les sols sableux sur granite fragmenté (UTS 2) ; l'UCS 2, constituée d'un unique type de sol (UTS 3 : sols sableux sur argile du plateau en rive droite), représente 19 % du bassin ; l'UCS 3 est constituée de 2 UTS (sols sableux de bas de pente : UTS 4 ; sols sableux de thalwegs : UTS 5), pour environ 34 % du bassin (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Les sols ont en général une profondeur assez faible (aux alentours de 50-60 cm), sauf pour les sols de bas de pente et de thalwegs, qui peuvent être développés sur des épaisseurs importantes de matériaux colluvionnés, et pour les sols développés sur altérite de granite, qui peut être localement meuble sur plusieurs mètres d'épaisseur. Sur la base de la carte pédologique et d'une prospection pédologique complémentaire de 28 sondages, 12 fosses ont été ouvertes en parcelles viticoles, afin d'échantillonner les différents horizons de sol caractéristiques des 3 UCS reconnues sur le bassin versant : 5 fosses dans l'UCS 1 (fosses F2, F3, F4, F6 et F8), 4 dans l'UCS 2 (F1, F5, F7 et F11), 3 dans l'UCS 3 (F9, F10, F12). Au total, 10 horizons, constitutifs de l'ensemble des sols du bassin versant, ont été distingués : un horizon superficiel, H1, de texture sablo-limoneuse, de 2 à 10 cm d'épaisseur, commun à tous les sols, caractérisé par une teneur en matières organiques plus importante que l'horizon sous-jacent. L'horizon H2, horizon principal de l'UCS 2, de texture sablo-argileuse, atteint de 30 à 60 cm de profondeur, avec une charge en éléments grossiers croissante avec la profondeur. L'horizon H3, correspondant à une altérite sableuse d'épaisseur variable, caractéristique de l'UTS 1, surmonte l'horizon H4 (altérite dure). L'horizon H5, caractéristique de l'UTS 2, est composé de cailloux et blocs de granite de tailles variables, au sein d'une matrice similaire à la terre fine de l'horizon H2. Le sol de l'UCS2 comporte une succession de 3 horizons (H6, H7, H8) sur une soixantaine de cm, passant d'une texture sablo-argileuse à une texture argileuse. Les sols de bas de pente (UTS 4) se caractérisent par un unique horizon (H9) de 80 cm et plus, de texture un peu plus argileuse que l'horizon H2. Les sols de thalwegs (UTS 5) ont un horizon supplémentaire (H10), à partir de 45 cm de profondeur, caractérisé par une texture plus limoneuse que l'horizon H9 sus-jacent.

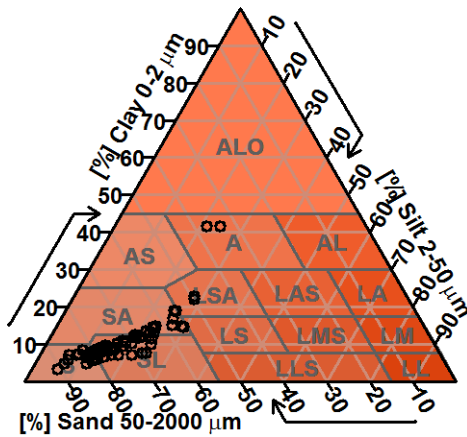


Figure 6 : Granulométrie des différents échantillons de sol prélevés dans le bassin versant de la Morcille

Les sols de l'UCS 2 ont une teneur en éléments grossiers plus élevée dans l'horizon H7 (de l'ordre de 50 %). La masse volumique apparente (hors blocs) est en moyenne de 1.34 kg dm^{-3} dans l'horizon de surface H1. Elle varie de 1.46 (H9) à 1.66 kg dm^{-3} (H7) pour les horizons profonds. La teneur en matières organiques est de 1.6 %, en moyenne, dans l'horizon H1, et varie de 1.0 (H6) à 0.2 % (H4) dans les horizons profonds.

Données de rétention et infiltrométrie

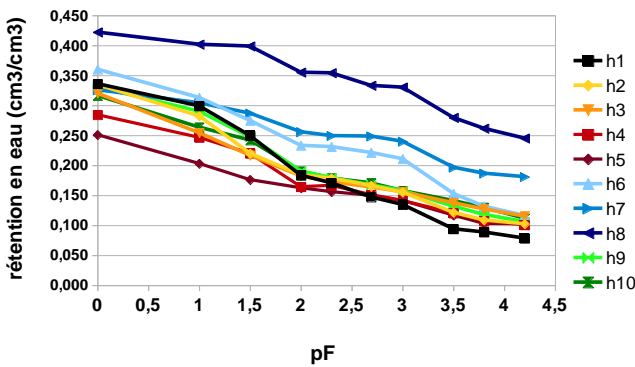


Figure 7 : Caractéristique de rétention en eau des différents horizons de sol du bassin versant

(squelette du sol) et le second à la porosité liée aux particules d'argiles et de limons fins (plasma du sol). On constate que les horizons H6, H7 et H8 ont une capacité de rétention en eau plus grande que les autres horizons. Ceci s'explique par la teneur plus élevée en particules fines (argiles, limons fins) de ces horizons.

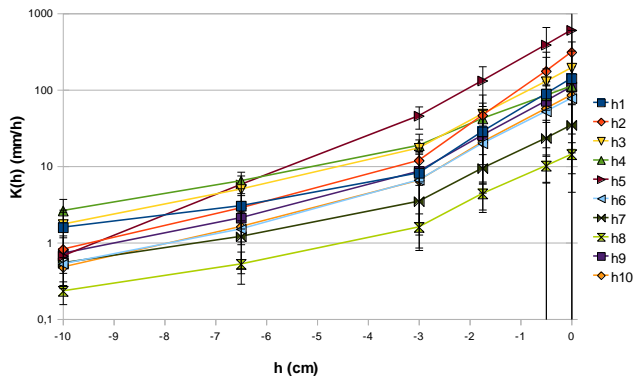


Figure 8 : Conductivité hydraulique des différents horizons de sol du bassin versant, mesurée au voisinage de la saturation

(macropores/micropores) telle que décrite par le modèle MACRO. Ces mesures ont permis la détermination objective des paramètres hydrodynamiques du modèle MACRO pour chacun des horizons étudiés :

Chaque horizon de chacune des 12 fosses a été caractérisé au laboratoire par la granulométrie de sa terre fine, sa teneur en éléments grossiers ($> 2 \text{ mm}$), sa masse volumique apparente et sa teneur en matière organique. La nature sableuse des sols apparaît très clairement à travers leur granulométrie (Figure 6). L'alignement des points dans le triangle des textures illustre le mécanisme d'altération physique qui tend à réduire la taille de l'ensemble des particules constitutives du sol. Les deux points de la classe argileuse ('A') correspondent à l'horizon H8 (argile rubéfiée). Les sols de l'UCS 1 ont une teneur croissante en éléments grossiers avec la profondeur, de 33 % dans l'horizon H1 à 70 % dans l'horizon H4, tandis que les sols de l'UCS 3 ont une teneur relativement homogène (30 %) avec la profondeur.

La **caractéristique de rétention en eau**, qui relie la teneur en eau volumique au potentiel capillaire de l'eau dans le sol (exprimé en logarithme de sa valeur absolue), a été mesurée au laboratoire sur un échantillon cylindrique non perturbé de 49 cm^3 pour des états hydriques variant de la saturation à $pF 4.2$. Ces courbes ont toutes une allure bimodale, plus ou moins marquée, avec une première inflexion correspondant à des tailles de pores entre 0.03 et 0.3 mm, et une seconde correspondant à des tailles de pores entre 1 et 3 μm . Le premier mode correspond à la porosité ménagée par les sables grossiers

Le **caractéristique de conductivité hydraulique**, qui relie la conductivité hydraulique au potentiel capillaire, a été mesurée au voisinage de la saturation à partir de mesures d'infiltration réalisées sous succion à l'aide d'un infiltromètre à disques ($\varnothing 8 \text{ cm}$). Les résultats montrent une conductivité hydraulique significativement plus faible pour les horizons H7 et H8, de texture plus fine, tandis que les horizons H3, H4 et H5, horizons profonds de l'UCS 1, ont une conductivité hydraulique plus élevée. Les mesures de propriétés hydrodynamiques des sols confirment clairement la pertinence d'une approche bimodale du fonctionnement des sols

L'utilisation du logiciel RETC (Van Genuchten, Leij et al. 1991) sur les données de rétention a ainsi permis de déterminer les paramètres de Van Genuchten (Van Genuchten 1980) utilisés pour décrire la rétention en eau dans la microporosité dans le modèle MACRO. La porosité totale a été déterminée en se basant sur la densité apparente du sol. La conductivité à saturation de la microporosité a été assimilée à la conductivité mesurée à une tension de 10 cm de colonne d'eau, et la conductivité à saturation de la macroporosité à la différence entre les conductivités mesurées respectivement à une tension nulle et une tension de 10 cm. Enfin, le paramètre décrivant la variation de la conductivité dans les macropores en fonction du degré de saturation a été ajusté sur les données de conductivité au voisinage de la saturation. Les autres paramètres nécessaires à MACRO et que les données mesurées ne permettent pas de déterminer ont été estimés via la fonction de pédotransfert (fpt) issue du projet Footprint proposée par le modèle⁶. Cette dernière, ainsi que la fpt originelle proposée par MACRO, ont été chacune utilisées pour déterminer deux jeux de paramètres complémentaires spécifiques de ces deux fpt, pour chaque horizon. Notons que la fonction « MACRO » ne permet pas de prendre en compte la présence d'éléments grossiers dans un sol, qui composent pourtant une partie significative de la majorité des horizons des sols de la Morcille. Au total, on dispose donc de 3 jeux de paramètres hydrodynamiques pour chaque horizon de sol sur la Morcille (fpt MACRO, fpt Footprint, mesures). Le Tableau 2 illustre ainsi les paramètres auxquels on aboutit pour l'UTS1. On constate que ces paramètres sont significativement différents, en particulier les conductivités à saturation avec une contribution respective des micropores et macropores à cette conductivité qui contraste significativement d'un jeu de paramètres à l'autre. La prise en compte des éléments grossiers (considérés ici de porosité nulle) par la fpt Footprint conduit à une teneur en eau à saturation et une conductivité des horizons bien plus faible que pour les autres jeux de paramètres. Cette fpt conduit de plus à considérer que l'essentiel de la conductivité est assuré par la macroporosité. Le paramètre Ascale, qui joue un rôle majeur dans les échanges de pesticides entre matrice et macroporosité, et donc leur potentiel de transfert, présente également une distribution avec la profondeur qui varie beaucoup d'un jeu de paramètres à l'autre. On peut donc s'attendre à ce que MACRO produise des résultats significativement différents pour ces différents jeux de paramètres.

		Tporv	Xmpor	Wilt	Resid	Gamma	n	Ksatmin	Ksm	Zn	Ascale	Alpha	Stone
Horizon		Fonction de pédotransfert MACRO											
Ap	0-5 cm	47.86	40.52	5.69	0	1.34	1.308	280.08	7.6221	4	5	0.05068	0
B	5-50 cm	43.44	36.15	4.83	0	1.47	1.307	444.29	7.6949	3	20	0.06757	0
C	50-65 cm	40.17	30.2	3.72	0	1.57	1.303	81.59	9.6904	6	50	0.13358	0
C	65-90 cm	41.54	32.39	1.83	0	1.53	1.43	99.54	11.662	6	50	0.07813	0
Horizon		Fonction de pédotransfert Footprint											
Ap	0-5 cm	31.55	27.55	3.87				60.92	0.9158		15		32
B	5-50 cm	23.87	22.27	2.98				32.73	0.73051		50		38.4
C	50-65 cm	20.6	17.6	2.17				30.56	0.55993		1		41.7
C	65-90 cm	18.06	15.06	0.85				31.3	1.2959		1		53.5
Horizon		Paramètres issus des mesures											
H1	0-5 cm	44.49	33.74	8	3.76		1.270	141.37	1.588	6	5	0.10168	0
H2	5-50 cm	40.08	33.74	10	3.767		1.271	311.07	0.82	6	5	0.10087	0
H3	50-65 cm	36.68	32.03	10	8.22		1.205	193.91	1.742	6	10	0.47322	0
H4	65-90 cm	38.04	28.44	10	6.612		1.228	112.01	2.626	4	20	0.16518	0

Tporv : teneur en eau à saturation totale, Xmpor : teneur en eau à saturation dans la matrice ; Wilt : teneur en eau au point de flétrissement ; resid : teneur en eau résiduelle ; gamma : densité apparente ; n : paramètre de van Genuchten ; Ksatmin : conductivité à saturation totale (mm/h) ; Ksm : conductivité à saturation dans la matrice (mm/h) ; Zn : décrit l'évolution de la conductivité en fonction de la saturation dans les macropores, Ascale : longueur de diffusion (en mm) ; Alpha : inverse de la frange capillaire (1/cm), Stone : teneur en éléments grossiers (en %). Seules sont indiquées les valeurs de paramètres qui changent entre deux jeux de paramètres successifs.

Tableau 2 : Jeux de paramètres issus des fonctions de pédotransfert MACRO, Footprint, et des mesures de terrain, pour l'Unité Typologique de Sol 1

Données d'adsorption et de dégradation

L'objectif est d'avoir une estimation quantitative du coefficient d'adsorption et de la dégradation globale, nécessaire à la mise en œuvre de la modélisation du devenir des pesticides dans les sols du bassin versant viticole

⁶ Mis à part Ascale, paramètre représentant la longueur de diffusion et pris égal à la moitié de la taille moyenne des agrégats, qui a été déterminé à partir des observations de terrain et de la fonction de pédotransfert proposée par MACRO pour déterminer ce paramètre en fonction des observations réalisés sur la structure de chaque horizon. Ce paramètre a une grande influence sur les transferts de pesticides dans le profil de sol.

de la Morcille. Trois molécules, aux propriétés physico-chimiques différentes (deux herbicides, le glyphosate et le diuron et un fongicide, le tébuconazole) ont été sélectionnées pour caractériser la variabilité du coefficient d'adsorption (K_d) et de la durée de demi-vie (DT_{50}) selon la distribution des sols. Le choix de ces 3 molécules a reposé d'une part sur des informations disponibles sur leur utilisation passée ou présente sur le bassin versant et leur détection dans les eaux de surfaces et d'autre part sur le fait qu'elles représentent des comportements environnementaux différents.

Les caractéristiques de l'adsorption ont été obtenues dans des expérimentations en batch portant sur les 10 horizons caractéristiques et représentatifs des 3 Unités Cartographiques de Sols du bassin versant. Au total 8 horizons de surface et 12 horizons de subsurface proche ou profonde ont été sélectionnés (Randriambolohasinirina 2012). La rétention du glyphosate ($K_d = 30 - 352 \text{ L kg}^{-1}$) dans les sols du bassin versant est globalement beaucoup plus élevée par rapport à celle du tébuconazole ($K_d = 1.4 - 110 \text{ L kg}^{-1}$) et du diuron ($K_d = 0 - 9.4 \text{ L kg}^{-1}$). La sorption du glyphosate est la plus élevée dans l'horizon profond de l'UCS 2, tandis qu'elle est la plus faible dans l'horizon de subsurface de cette même UCS caractérisé par un pH élevé ($\text{pH} = 6.8$). La comparaison des horizons de surface montre que la rétention de cet herbicide est plus élevée en moyenne dans les horizons superficiels de l'UCS 1 mais elle n'est pas corrélée avec la teneur en Carbone Organique (C.O.) des sols. A l'opposé, la teneur en C.O. apparaît être le principal facteur explicatif de la rétention du diuron et du tébuconazole. L'adsorption de ces deux molécules est maximale dans les horizons superficiels de l'UCS 2. Les horizons de subsurface relativement riches en matières organiques (UCS2) montrent des capacités de rétention non négligeables pour le tébuconazole ($K_d = 72 \pm 7$) alors que pour les horizons peu organiques (horizon profond de l'UCS2) le K_d est le plus faible ($K_d = 3.3 \pm 1,4$).

Organisation pédologique 3 UCS

12 fosses
10 horizons

Adsorption :
20 échantillons :
- 8 surface UCS 1,2 et 3
- 12 profonds UCS 1,2 et 3

Dégradation :
6 échantillons :
- 3 surface 0-5 cm (UCS 1
- distinguant occupation
du sol : vigne enherbée,
enherbée et prairie)
- 3 profonds UCS 1,2 et 3

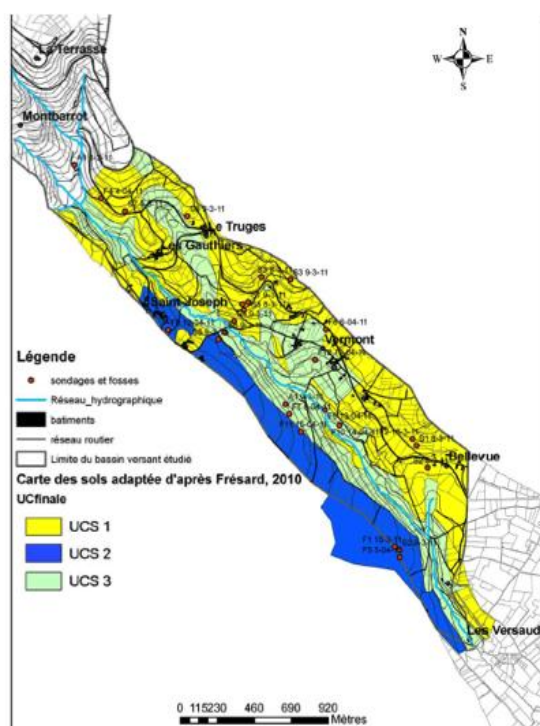


Figure 9 : Carte des sols du bassin versant (van den Bogaert, 2011 ; Frésard, 2010) et représentativité des sols étudiés pour la caractérisation du devenir des pesticides sur le BV de la Morcille.

Des incubations utilisant des molécules radiomarquées en conditions contrôlées du laboratoire ont permis de caractériser la biodégradation de ces trois molécules dans les horizons de surface de la prairie, de l'inter-rang enherbé et de l'inter-rang non enherbé, et dans 3 horizons profonds, un pour chaque UCS. Un fort potentiel de minéralisation du glyphosate est observé dans les horizons de surface de l'inter-rang de vigne enherbé et sous prairie alors que la minéralisation est nettement plus lente dans l'horizon de surface de l'inter-rang de vigne conduit en sol nu. Ce résultat suggère un lien entre la capacité de dégradation du glyphosate et l'activité microbienne du sol largement stimulée sous végétation herbacée. Le fait que le sol sous prairie soit capable de

minéraliser le glyphosate suggère que l'historique de traitement des parcelles a peu d'influence sur la biodégradation de cette molécule. A l'exception de l'horizon profond de l'UCS 1, la formation de résidus non extractibles du glyphosate est beaucoup plus importante dans les horizons où la minéralisation est élevée, en particulier dans les horizons enherbés. Le diuron et le tébuconazole sont faiblement minéralisés sur tous les sols étudiés. La formation de résidus liés de ces deux molécules est beaucoup plus importante que celle du glyphosate. La recherche de métabolites dans les fractions facilement disponibles (extraites à l'eau) ou sorbées (extraites au méthanol pour le diuron et le tébuconazole ou à l'ammoniac pour le glyphosate) montre différentes tendances. Pour le diuron, on retrouve majoritairement la molécule parent après deux mois d'incubation quel que soient les horizons. Pour le tébuconazole, ceci est aussi vérifié même si un peu plus de produits de dégradation sont identifiés dans les horizons de surface sans pouvoir distinguer une influence de l'occupation du sol (prairie, vigne enherbée ou non). Toujours après deux mois d'incubation, la proportion de métabolites du glyphosate (AMPA très probablement) détectés dans les extraits ammoniac est nettement plus élevée dans les horizons de surface, notamment sous prairie et dans l'inter-rang enherbé. Enfin, on observe dans l'horizon profond de l'UCS 3 une proportion de métabolites supérieure à celles des horizons profonds des deux autres UCS (vérifié pour le tébuconazole et le glyphosate). A l'opposé c'est dans l'horizon profond de l'UCS 1 que la dégradation est la plus lente pour les trois molécules.

Outre une meilleure compréhension de la dynamique de dissipation de ces trois substances actives dans des horizons caractéristiques des sols de la Morcille, les données expérimentales obtenues ont servi à estimer les durées de demi-vie en faisant l'hypothèse de cinétiques de dégradation du premier ordre (Tableau 3). On constate des différences nettes entre pesticides qui sont cohérentes avec les données disponibles dans la littérature (par ex PPDB). La persistance plus élevée dans les horizons profonds est interprétée comme le signe d'une plus faible activité microbienne de ces horizons. Le type d'occupation du sol a un effet non négligeable sur les valeurs de DT50 estimées dans les horizons de surface, avec en général une persistance accrue des molécules en sol de vigne non enherbé.

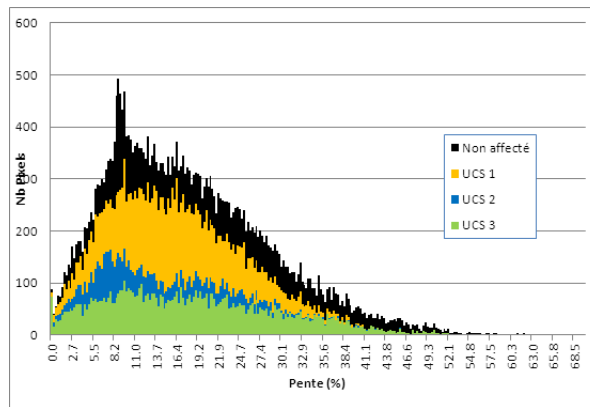
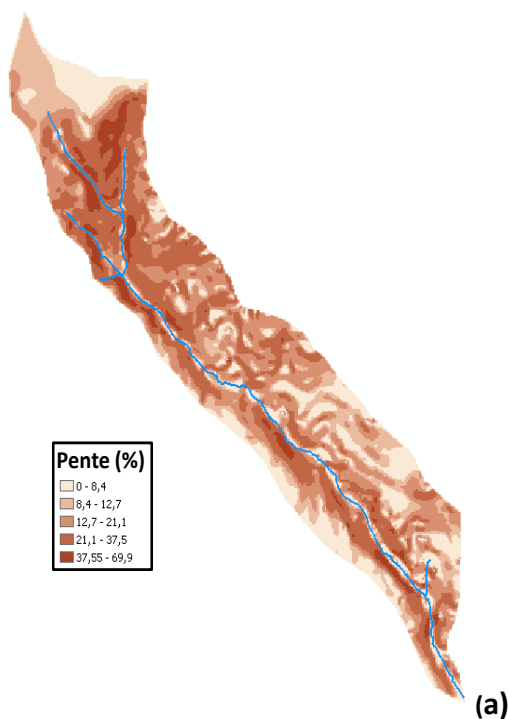
Horizon Pesticide	Horizons superficiels					Horizons profonds		
	Vigne Interrang enherbé	Vigne Interrang Sol nu	Prairie	PPDB Valeur DT50 au champ	PPDB Valeur DT50 labo	UCS1	UCS2	UCS3
Diuron	99 j	69 j	99 j	90 j	75.5 j	230 j	230 j	230 j
Tébuconazole	347 j	347 j	173 j	47.1 j	365 j	693 j	347 j	347 j
Glyphosate	11 j	35 j	17 j	12 j	49 j	693 j	230 j	693 j

Tableau 3 : Ordres de grandeur des durées de demi-vie dans les différents horizons de sols sélectionnés.

Stratégie de modélisation. Détermination des différents jeux de paramètres.

Compte tenu des données disponibles sur ce bassin, il a paru intéressant d'y évaluer l'influence, pour ce contexte, des paramètres utilisés d'une part pour décrire le comportement hydrodynamique des sols, et d'autre part pour décrire le comportement des substances actives dans le compartiment sol (dégradation et adsorption). Par ailleurs, cette étape de modélisation a également pour objectif de générer des résultats de simulation destinés à la phase ultérieure d'agrégation à l'échelle du bassin versant. La phase de modélisation à l'échelle de la parcelle s'est donc déroulée en trois étapes successives (Durand 2014), décrites plus bas (α , β , χ).

Certaines caractéristiques sont communes à l'ensemble de ces simulations : elles ont été réalisées pour les années 2006 à 2012 (en utilisant l'année 2005 comme année « de chauffe » pour partir de conditions initiales réalistes). Six substances actives ont été considérées, cinq herbicides (diuron et aminotriazole jusqu'à 2008, flazasulfuron et flumoxiazine après 2008, glyphosate sur toute la période) et un fongicide (tébuconazole). Ces substances ont été choisies parce que largement utilisées et souvent détectées dans les eaux de surface du le bassin. Les dates et doses d'application des substances actives ont été déterminées en se basant sur les résultats des enquêtes culturelles auprès de 6 viticulteurs utilisant ces produits pour les années 2006, 2009 et 2010.



(b) Les données « non affectées » correspondent à des zones du bassin versant occupées par de la forêt, où la carte des sols n'a pas été déterminée

Figure 10 : Carte des pentes de la Morcille (a). Histogramme empilé des pentes par UCS (b).

Ceux-ci n'indiquent en général qu'une période et non une date précise pour les traitements, chaque date a été fixée pour éviter une période pluvieuse. Pour les autres années, les dates d'application ont été définies de la même façon, en déterminant la période de traitement en fonction du stade de développement de la vigne (estimée par la méthode des degrés jours). La topographie est très marquée sur le bassin, comme l'illustrent les Figure 8a et b. 3 classes de pentes ont été définies : deux classes de tailles équivalentes et englobant la majorité des pixels, une classe de taille plus réduite pour les pentes fortes, de valeurs médianes respectives 7, 21 et 42 %. Sur ce bassin les « parcelles types » sont définies par l'unité typologique de sol (UTS 1 à 5) et la pente (3 modalités) : il y a donc 15 parcelles types.

MACRO est un modèle unidimensionnel, conçu pour représenter les écoulements verticaux dans le sol, et le drainage. Le projet Footprint⁷ a toutefois proposé une adaptation des conditions aux limites du modèle pour que, dans le cas de sols développés sur une couche peu profonde et peu perméable où les écoulements latéraux de subsurface sont significatifs, ceux-ci puissent être représentés par l'intermédiaire d'un drainage virtuel. Les caractéristiques de celui-ci (écartement et profondeur des drains virtuels notamment) dépendent du développement de profil du sol et des caractéristiques hydrodynamiques des horizons qui le constituent. La méthode préconisée a été mise en œuvre pour déterminer ces caractéristiques pour chaque unité typologique de sol, chaque pente, et chaque type de jeu de paramètres hydrodynamiques utilisés (cf Annexe 2).

L'analyse détaillée de quelques simulations montre que les macropores jouent ici un rôle essentiel dans la modélisation du fonctionnement des profils de sol, en collectant l'eau en surface quand la matrice du premier horizon de sol est saturée, et en alimentant le drainage, soit pendant les événement pluvieux, soit entre ceux-ci, quand l'eau passe des micropores saturés de bas de profil vers les macropores puis le drain virtuel.

α - Evaluation de l'influence des paramètres choisis pour décrire les caractéristiques hydrodynamiques des sols sur les composantes de l'écoulement.

Pour cette étape, les simulations ont été effectuées de 2005 à 2012, sur les 5 UTS, des pentes de 7 et 21 %, pour les 3 jeux de paramètres hydrodynamiques présentés plus haut. Les résultats ont été analysés d'abord en termes de bilan en eau, puis en termes de répartition des composantes de l'écoulement. Les lames d'eau annuelles simulées (ruissellement + drainage + percolation) ont été comparées à la lame d'eau annuelle à l'exutoire.

⁷ www.eu-footprint.org ; delivvable n°8 : Characteristics of European soil hydro-chemical scenarios

		Mesures	Résultats issus de la simulation			
		Lame d'eau précipitée	Lame d'eau évapotranspirée	Lame d'eau ruisselée	Lame d'eau percolé	Lame d'eau en écoulement de subsurface
Mesures	Lame d'eau (en mm)	840	606	69	16	202
	pourcentage (/précipitation)	100%	72%	5%	2%	24%
FTP Footprint	Lame d'eau (en mm)	840	595	182	4	61
	pourcentage (/précipitation)	100%	71%	22%	0%	7%

Tableau 4 : Simulation Macro. Répartition du bilan en eau en fonction des origines des caractéristiques hydrodynamiques des sols (2009, UTS 1, pente 7%)

Cette comparaison est évidemment frustrante, mais a permis de montrer que les paramètres issus de la fpt MACRO conduisent à une lame d'eau écoulee très faible, et une évaporation très forte (liée à une porosité importante de la 1ère couche pour ce jeu de paramètres, permettant à l'eau infiltrée de rester longtemps en surface et d'être reprise par évaporation). Seuls les deux autres jeux de paramètres conduisent à des lames d'eau écoulées compatibles avec les observations. Si l'on observe maintenant la répartition des écoulements entre les différentes composantes (Tableau 4), on remarque que les paramètres issus de la fpt Footprint conduisent à un écoulement advenant essentiellement sous forme de ruissellement, ce qui ne correspond pas à la connaissance que l'on a du fonctionnement du bassin. Au contraire, les paramètres issus des mesures conduisent à des écoulements advenant essentiellement dans la proche subsurface (drainage virtuel), ce qui est conforme aux observations de terrain. Il a donc été décidé d'utiliser ces jeux de paramètres issus des mesures pour les simulations suivantes.

β – Evaluation de l'influence des paramètres choisis pour décrire le devenir environnemental des molécules dans l'environnement

Une analyse similaire a été tentée pour évaluer l'influence des jeux de paramètres choisis pour représenter le comportement des substances actives dans l'environnement, pour celles pour lesquelles des mesures ont été acquises sur les sols du bassin versant : diuron, tébuconazole, glyphosate. Pour ce qui concerne la dégradation, MACRO calcule les coefficients de dégradation dans les couches inférieures à partir de la valeur de DT50 issue de la base PPDB (attribuée au 1er horizon) en fonction de la profondeur et de l'épaisseur de chaque horizon. Pour les données mesurées, comme nous disposons de valeur de DT50 mesurées pour certains horizons profonds, les valeurs manquantes ont été calculées via une exponentielle décroissante entre les valeurs connues.

De façon générale, les paramètres issus des mesures et de la base PPDB sont relativement proches, au moins pour les horizons de surface, et conduisent à des comportements simulés similaires, comme l'illustrent le Tableau 5 a et le Tableau 5 b respectivement pour le diuron et le tébuconazole en 2008. Les deux colonnes de gauche présentent les paramètres issus des mesures sur sol de vigne nu, enherbé sur le rang, ou sur prairie, tandis que les deux suivantes montrent les paramètres issus de la base PPDB.

Diuron 2008	enherbé sur le rang - prairie	sol nu	PPDB. DT 50 au champ	PPDB. DT 50 labo
UTS 1	0.35%	0.25%	0.18%	0.12%
UTS 2	0.35%	0.24%	0.18%	0.11%
UCS2	13.26%	12.42%	11.92%	11.34%
UTS 3	0.11%	0.08%	0.06%	0.04%
UTS 4	0.41%	0.32%	0.21%	0.14%

(a)

TBZ 2008	vigne enherbé ou non sur le rang	prairie	PPDB. DT 50 au champ	PPDB. DT 50 labo
UTS 1	3.23%	2.71%	0.41%	2.89%
UTS 2	4.36%	3.63%	0.50%	3.87%
UCS2	15.30%	12.80%	2.41%	13.70%
UTS 3	1.30%	1.10%	0.19%	1.17%
UTS 4	3.61%	3.00%	0.42%	3.21%

(b)

Tableau 5 : Pourcentage de diuron (a) ou de tébuconazole (b) exporté sur les années 2008-2009 en pourcentage de la dose appliquée, avec application en 2008, en fonction des jeux de paramètres utilisés (pente 7%).

On peut remarquer que les exports simulés de diuron sont quasi-proportionnels aux valeurs de DT50 et d'adsorption utilisées. Ainsi, la DT 50 plus faible du diuron sur sol nu entraine un export plus faible. Le taux d'exportation sur l'UCS 2 est beaucoup plus fort que pour les autres types de sol, ce qui est dû au fort ruissellement simulé sur ce type de sol. La tendance est comparable pour le tébuconazole. Globalement, les taux d'export simulés pour un type de sol restent toutefois du même ordre de grandeur pour les différents jeux de paramètres. Les données disponibles de concentrations et flux à l'exutoire ne permettent pas de valider ou d'infirmer ces résultats, les processus de dissipation advenant entre la parcelle et le réseau hydrographique n'autorisant pas une analyse similaire à celle de l'étape précédente.

γ – Evaluation du type de sol, de la pente et des dates d'application sur les quantités exportées dans chacune des composantes de l'écoulement.

Les simulations réalisées sur l'ensemble des parcelles types pour l'ensemble des substances actives prises en compte complètent ces premières analyses sur les déterminants des transferts. Les transferts en subsurface et dans le ruissellement dépendent de l'ensemble des 3 valeurs de Koc, DT 50 et date de première pluie après application. Ainsi, si la première précipitation importante (fixée ici à un cumul supérieur ou égal à 12 mm) après l'application intervient rapidement au regard de la DT50, le transfert en ruissellement est important, même si la molécule a un fort coefficient d'adsorption. En revanche, plus le délai jusqu'à la 1^{ière} précipitation est long par rapport à la DT50, plus le Koc module la quantité de produit mobilisable dans le ruissellement. Si la molécule peut s'adsorber, alors les caractéristiques hydrodynamiques du sol seront importantes à considérer pour connaître les dates auxquelles les molécules commenceront à être exportées.

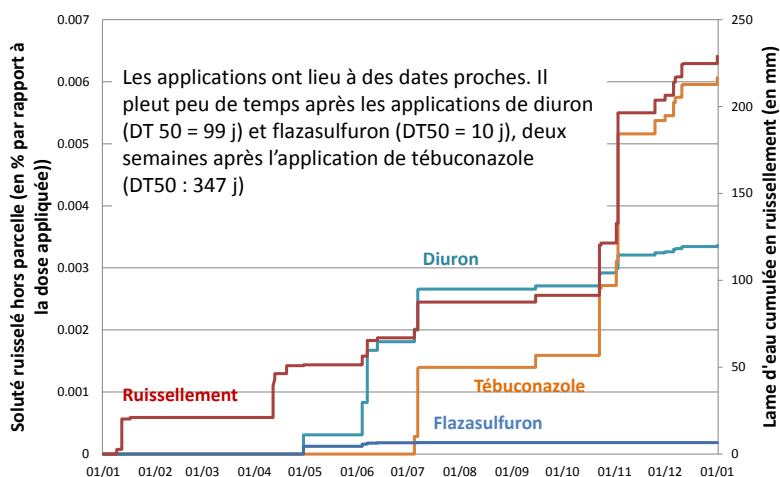


Figure 11 : Comparaison des quantités de substances actives exportées par ruissellement (Année 2008 , pente 7%, UTS 3, sol enherbé).

La même chaîne de traitement [requêtes sur les résultats de simulation / analyse sous R] que celle utilisée sur la Fontaine du Theil a été appliquée ici. Elle permet là aussi d'explorer les facteurs déterminant les transferts, pour chacune des molécules.

Ainsi, la Figure 12 illustre l'analyse qui peut être faite des résultats des simulations effectuées pour le diuron, pour le ruissellement et l'écoulement latéral subsurfacique (les exportations par percolation sont très faibles, pour une lame percolée d'environ 15 mm au bout de 400 jours).

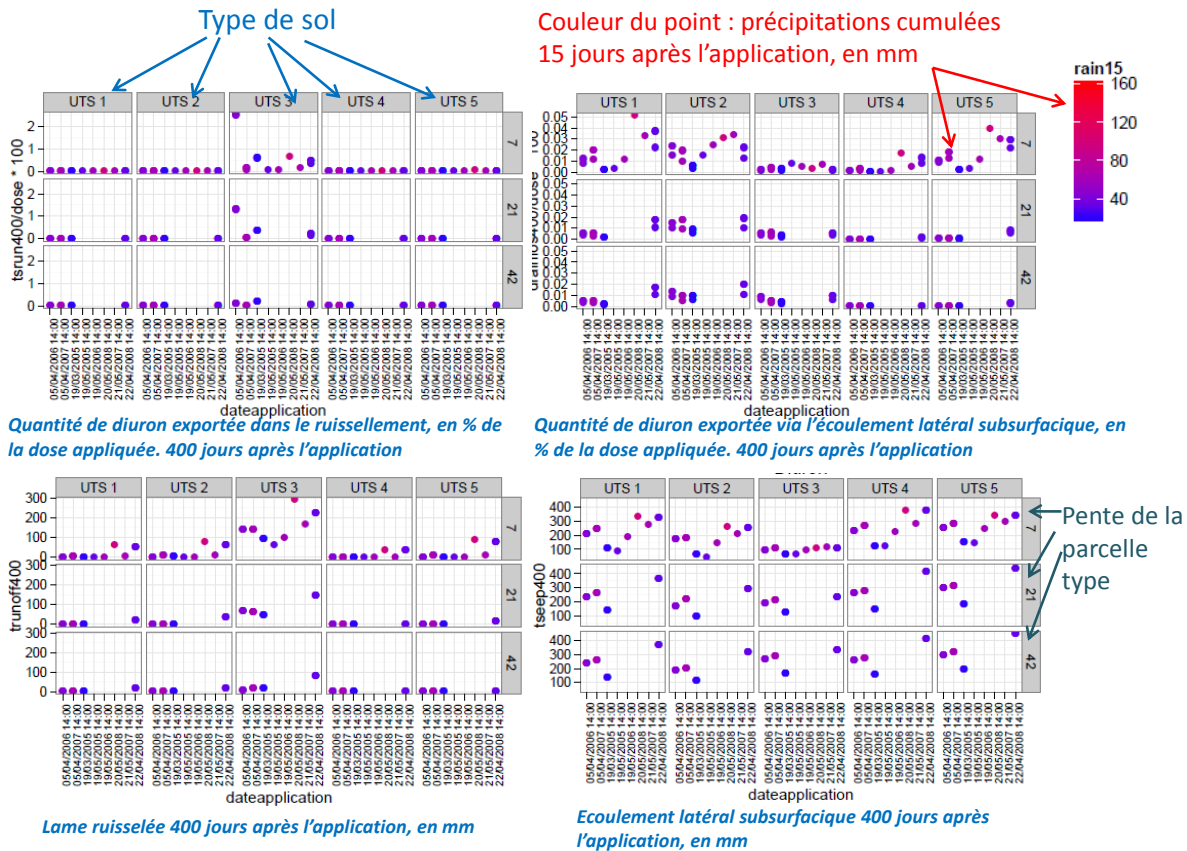


Figure 12 : Exportation de diuron 400 jours après l'application, en pourcentage de la dose appliquée, pour le ruissellement et l'écoulement de subsurface latéral. Facteurs étudiés : type de sol, pente, précipitation cumulée 15 jours après application

On constate que seuls les sols sableux sur altérite conduisent à des exports par ruissellement, avec des lames ruisselées d'autant plus fortes que la pente est faible. Ce résultat peut sembler paradoxal : il est lié au fait que MACRO ne représente que du ruissellement par saturation, et que la nappe se draine d'autant plus facilement que la pente est forte. Les sols de l'UCS1 (UTS 1 et 2) conduisent à une exportation de diuron plus forte dans la subsurface que les sols de l'UCS3 (UTS 4 et 5), pour des lames cumulées pourtant comparables. Là encore, une pente plus forte semble plutôt décroître les quantités exportées, pour des lames d'eau équivalentes : l'eau est exportée plus rapidement dans le drainage, et les macropores sont moins souvent mis en charge dans les couches inférieures de sol, conduisant à un export moindre de substance active. On peut noter également que les deux sols de l'UCS3 (UTS 4 et 5) conduisent à des taux d'export significativement différents : cela pourra introduire des incertitudes au moment de l'agrégation à l'échelle du bassin, compte tenu de la difficulté à distribuer ces deux UTS spatialement au sein de l'unité cartographique de sol. Les conclusions sont analogues pour les autres substances actives.

Molécules	Subsurface latéral				Ruissellement			
	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
Aminotriazole	0	0	0.0006	0.0119	0	0	0.00426	0.1757
Diuron	0	0.0041	0.0073	0.0051	0	0	0.0986	2.544
Flazasulfuron	0	0	0.0016	0.0028	0	0	0.0056	0.3104
Glyphosate	0	0	0	0.0023	0	0	0.0187	1.01
Tébuconazole	0	0.0025	0.0104	0.125	0	0	0.0795	1.276
Flumoxiazine	0	0.0034	0.0061	0.0047	0	0.0011	0.0931	1.562

Tableau 6 : Statistiques sur les quantités de substances actives exportées, via la sub-surface et le ruissellement. En pourcentage des doses appliquées 400j après application (les valeurs inférieures à 0.0001 % ont été assimilées à 0)

Le Tableau 6 présente les statistiques sur les quantités simulées exportées, pour les différentes substances actives, par ruissellement et écoulement subsurface latéral, la percolation ne conduisant qu'à de faibles taux d'exportation.

Il serait intéressant d'analyser sur ce bassin également l'influence d'une dérive des dates d'application : compte tenu du rôle des macropores dans les transferts de pesticides, les différences seraient sans doute fortes entre les différents taux d'exportation. Ainsi, la Figure 13b montre que l'amorce du transfert du diuron dans l'écoulement de subsurface est d'autant plus forte que le délai application-pluie est faible. Cette courbe s'infléchit ensuite en fonction de la pluie cumulée peu de temps (15 jours pour la Figure 13b) après l'application, la quantité finalement exportée (qu'on assimile ici à la quantité simulée au bout de 400 jours) dépendant, en plus de ces variables, de l'ensemble de la chronique de pluies sur la période (Figure 13a). Les interactions entre les différents processus sont complexes, et mériteraient d'être explorées plus avant.

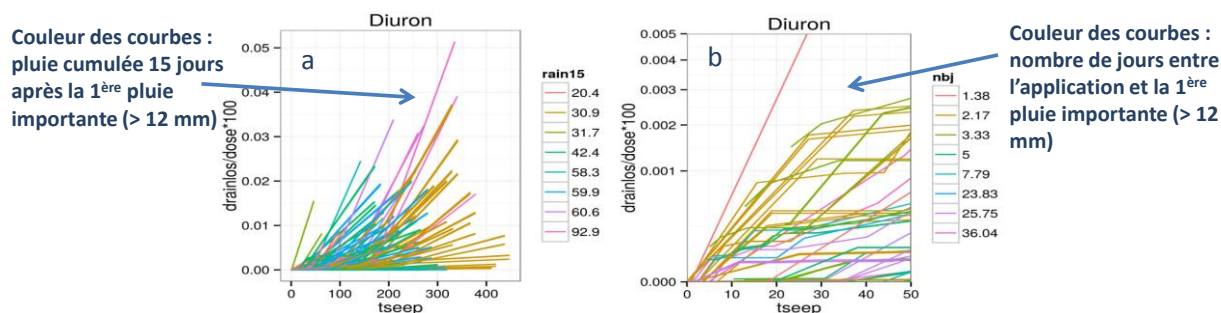


Figure 13 : Dynamique d'exportation du diuron dans l'écoulement latéral subsurfacique (en pourcentage de la dose appliquée) en fonction de l'écoulement latéral cumulé (en mm). b : zoom sur le début de la période, a, période complète (400 jours)

Conclusion sur l'utilisation de MACRO à l'échelle de la parcelle

Le travail de modélisation du transfert de pesticides à l'échelle de la parcelle a montré l'intérêt de disposer de données acquises localement, plutôt que d'utiliser des paramètres issus de fonctions de pédotransfert. Pour le bassin de la Morcille, sur lequel cette comparaison a pu être menée, les différences sont très marquées pour les paramètres liés aux caractéristiques hydrodynamiques des sols, car conduisent à un comportement hydrologique du sol très contrasté. Les différents jeux de paramètres liés au comportement des substances dans l'environnement induisent également des différences, mais les ordres de grandeur des quantités exportées restent comparables. Les tests menés sur la dérive des dates d'application sur le bassin de la Fontaine du Theil ont également montré l'importance de connaître les dates exactes de traitement ; les résultats seraient toutefois sans doute plus marqués sur le bassin de la Morcille, où le comportement bi-modal des sols est plus affirmé. Un des corollaires de ce constat est qu'une des hypothèses de départ, qui était que l'on pouvait, à l'instar de la typologie effectuée pour les parcelles, définir une typologie des années climatiques (sèche, moyenne, humide), ne tient pas : la dynamique des précipitations aux alentours des périodes d'application des produits a une importance significative, le cumul des précipitations ne peut suffire à qualifier une année. Une conséquence du point de vue opérationnel est qu'une estimation du potentiel de contribution d'une parcelle aux exportations doit s'appuyer sur un grand nombre de simulations, couvrant plusieurs années climatiques et une large gamme de dates d'applications.

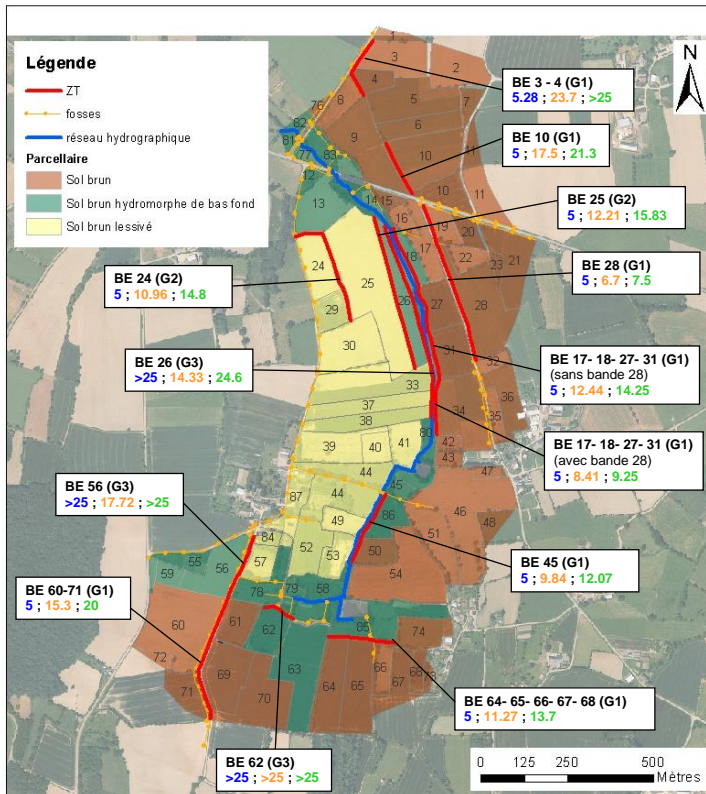
Un autre résultat de cette étape, relativement inattendue au vu du grand nombre de paramètres que compte MACRO, est la faible équifinalité de ce modèle, au moins pour les paramètres explorés (a priori les plus sensibles) dans un contexte comme celui de la Fontaine du Theil. Ce point, positif du point de vue du modélisateur, induit par contre que ce modèle doit être paramétré avec grand soin.

Enfin, cette étape a conduit à l'élaboration d'une chaîne d'outils qui permet l'exploration via MACRO d'un grand nombre de scénarios, puis une analyse synthétique des résultats produits et des facteurs influençant les transferts. Ces outils ont d'ores et déjà été remobilisés dans le cadre d'une thèse (Dairon, Chevion et al. En préparation, Dairon Soutenance en 2015) et de deux projets portant sur l'évaluation d'indicateurs (projets Equipe porté par C. Bockstaller et IEPAP porté par F. Zahm). Une collaboration autour de CEMAFOR est par ailleurs en cours de développement avec l'équipe sol de l'UMR UGC de l'INRA Grignon.

Modélisation à l'échelle des éléments du paysage

Le projet prévoyait de mettre en œuvre une démarche équivalente, de simulation d'un grand nombre de scénarios sur une gamme d'éléments du paysage.

Pour ce qui concerne les zones tampons enherbées ou boisées, une méthode de dimensionnement a été développée en marge de ce projet (Bernard, Noll et al. En préparation). Cette méthode a été testée sur le bassin versant de la Fontaine du Theil : on y dispose donc de résultats d'un grand nombre de scénarios de ruissellement entrant sur les zones tampons existantes ou qui mériteraient d'être implantées.



Par ailleurs, dans le cadre d'un projet mené par l'European Crop Protection Agency (PROWADIS: Protecting Water against Diffuse Pollutions), des abaques ont été élaborés, qui donnent l'efficacité de zones tampons végétalisées, en fonction de leurs dimensions, des caractéristiques du sol, de l'état d'humidité de celui-ci (profondeur de la nappe sous-jacente notamment) et du ruissellement entrant sur la zone tampon. Ces résultats sont facilement mobilisables ; **la Erreur ! Source du renvoi introuvable.** illustre ainsi les dimensions optimales auxquelles aboutissent différents scénarios de précipitation (hivernal, estival, plus ou moins intense) et d'occupation du sol de la zone contributive amont pour des zones tampons existantes ou théoriques du bassin de la Fontaine du Theil (Carluer, Noll et al. Sous presse). On verra toutefois que, par manque de temps, les zones tampons n'ont pas encore été intégrées dans la modélisation à l'échelle du bassin versant.

Pluie hivernale, pluie estivale 2 h, pluie estivale 6h

Figure 14 : Dimensions préconisées pour les zones tampons, selon le scénario considéré

Pour les autres éléments du paysage que sont les fossés, talus et routes, une méthode de représentation analogue à celle proposée par Carluer et De Marsily (2004) a été adoptée, et est présentée dans la suite du rapport. Elle s'appuie notamment sur les travaux menés dans le cadre d'un projet précédent de cet appel d'offre (Carluer, Ackerer et al. 2004) ainsi que sur les travaux menés dans l'équipe Irstea de Lyon-Villeurbanne sur les fossés (Margoum 2003, Adamiade 2004, Margoum, Mallessard et al. 2006). Cette représentation est assez simple, mais les choix effectués permettront de l'étoffer simplement au fur et à mesure de l'avancée des connaissances ou de l'acquisition de données supplémentaires.

PARTIE II : DETERMINATION DES CONNEXIONS TOPOLOGIQUES ENTRE LES ELEMENTS SPATIAUX DU BASSIN VERSANT

Structuration des données décrivant les bassins dans un Système d'Information Transactionnel (SIT)

Dans le cadre du projet SIE-Pesticides (Miralles, Pinet et al. 2011, Miralles, Pinet et al. 2013), une analyse approfondie entre thématiciens et informaticiens a permis d'obtenir un modèle métier pour organiser les données disponibles sur un bassin, dans le cadre d'une démarche de diagnostic ou de modélisation du potentiel de transfert de pesticides. Ce modèle est structuré autour de trois sous-modèles : un premier sous-modèle *Bassin versant* qui permet de décrire les éléments du paysage (bassin versant, cours d'eau, parcelle, talus), un deuxième sous-modèle *Métrologie* centré sur les activités de métrologie qui ont lieu sur le bassin versant et un troisième sous-modèle *Pratiques Agricoles* qui décrit les pratiques agricoles. Une des particularités de ce modèle est l'aspect récursif des bassins versants. En effet, la notion de bassin versant a été structurée autour d'un patron composite qui permet de reproduire au niveau informatique l'emboîtement des bassins versants : la notion de sous-bassin versant n'est plus nécessaire car un sous-bassin versant est un bassin versant à part à entière (Figure 30 Annexe 3).

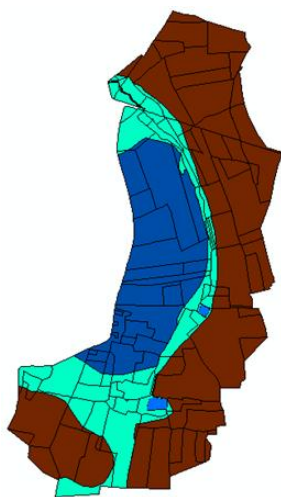
Pour simuler le transfert de pesticides, le sous-modèle a été enrichi du modèle *Connectivité hydrologique* permettant de recréer les connexions entre les éléments du paysage. Dans les faits, il a été nécessaire, dans certains cas, de découper plus finement ces éléments du paysage afin de prendre en compte des particularités de pente, de sol,... En effet, la démarche de modélisation adoptée à l'échelle locale suppose que chaque élément modélisé puisse être considéré comme un ensemble homogène du point de vue des caractéristiques qui influent sur le devenir des pesticides. Ainsi, les parcelles de la Fontaine du Theil ayant par exemple une partie en sol brun de versant et une autre en sol hydromorphe de bas fond ont donné lieu à deux *Unités homogènes*, chacune pouvant être assimilée à une « parcelle type ». De la même façon, des *Tronçons élémentaires* ont été introduits pour découper les éléments linéaires. Cette étape a supposé la mise au point d'une méthode originale de fusion-scission des éléments homogènes du réseau anthropique, présentée plus loin. Ce modèle de *Connectivité hydrologique* a été pensé pour préserver la traçabilité entre les éléments initiaux (*Élément linéaire*, *Élément surfacique*) et les éléments découpés ou fusionnés.

Au travers des *Composants d'échange* que sont *Nœud* et *Ligne d'échange* (Figure 31, Annexe 3), ce modèle permet de reproduire les topologies entre les éléments du paysage. Par exemple, une parcelle va avoir des transferts avec un fossé situé en aval via les deux relations *Connexions amont* situées entre *Unité homogène* et *Ligne d'échange* pour la première et entre *Ligne d'échange* et *Tronçon élémentaire* pour la seconde. Les quatre relations amont-aval autour de *Nœud* mais aussi de *Ligne d'échange* permettent de reconstruire une topologie orientée amont-aval entre tout élément du paysage.

L'enchaînement des différents traitements nécessaires pour organiser le bassin versant en un ensemble d'éléments homogènes (surfiques ou linéaires) hydrologiquement connectés est exposé dans le paragraphe suivant.

Discrétisation du bassin versant en un réseau d'éléments homogènes topologiquement connectés

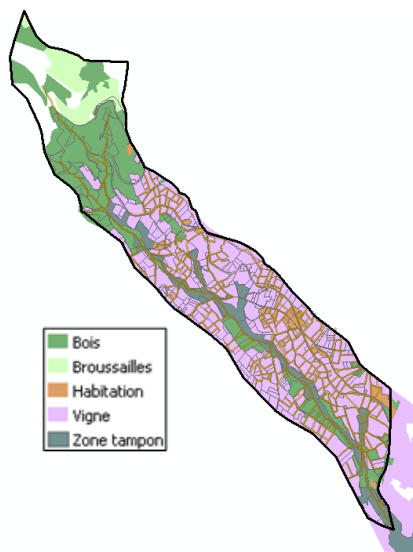
Détermination des unités homogènes surfaciques



(a)

Sur le bassin de la Fontaine du Theil, seuls les critères de sol et d'occupation du sol ont été pris en compte pour définir ces unités homogènes. On aboutit ainsi au découpage présenté Figure 15a et dont les caractéristiques sont résumées dans le Tableau 7a

Pour le bassin de la Morcille, où le parcellaire est beaucoup plus découpé et la topographie plus marquée, la pente a également été prise en compte pour définir les unités homogènes. Les résultats sont présentés sur la Figure 15b et dans le Tableau 7b. Pour les deux bassins, les unités homogènes de surface très faible ont été fusionnées avec des unités adjacentes. Une des particularités du bassin de la Morcille, aux sols très érosifs, est la présence dans nombre de parcelles d'un réseau très dense de fossés peu profonds et subhorizontaux (une dizaine de centimètres), nommés rases. Les parcelles pourvues de telles rases ont été identifiées, et ces rases n'ont pas été considérées explicitement dans le réseau de fossés traité ensuite, afin de simplifier le réseau, déjà dense, à prendre en compte.



(b)

Fontaine du Theil	Nombre	Surface moyenne (m ²)	Ecart-type
Parcelles	121	10570	13139
Éléments après intersection	170	7522	10207
Éléments après individualisation	190	6730	9924
Éléments éliminés	30	3,6	7,3
Issus de l'individualisation	17	1,6	1,6
Unités homogènes finales	160	7993	10340

(a)

Morcille	Nombre	Surface moyenne (m ²)	Ecart-type
Parcelles	808	3297	3458
Éléments après intersection	1376	1935	2813
Éléments après individualisation	1550	1718	2716
Éléments éliminés	452	12,29	13,34
Issus de l'individualisation	289	9,5	11,03
Unités homogènes finales	744	3579	6126

(b)

Figure 15 : Unités homogènes.
(a) Fontaine du Theil (b) Morcille

Tableau 7 : Surface des parcelles cadastrales et des unités homogènes finales.
(a) Fontaine du Theil, (b) Morcille

Identification des tronçons élémentaires

Une difficulté à laquelle nous avons été rapidement confrontés a été le grand nombre d'éléments linéaires sub-parallèles et proches, dont la prise en compte individuelle aurait conduit à un redécoupage excessif des éléments du bassin. De plus, les connaissances actuellement disponibles sur l'influence d'une telle succession d'éléments (par exemple fossé longé par un talus, ou route bordée de fossés, eux-mêmes éventuellement longés de talus) sur le devenir et le transfert de pesticides ne sont pas suffisantes pour conserver la représentation explicite de chacun de ces éléments linéaires.

Le choix a donc été fait de fusionner les éléments linéaires proches (au sens de quasi-parallèles et situés à faible distance l'un de l'autre), pour élaborer un arbre unique (ou réseau orienté) d'éléments linéaires et faciliter ensuite la détermination des connexions entre éléments surfaciques et linéaires.

Le traitement effectué permet toutefois de garder trace des éléments linéaires d'origine, et de ne pas perdre d'information. On aboutira ainsi à des routes longées de fossés, ou des fossés longés de talus, auxquels il faudra attribuer une influence sur les écoulements et les transferts des pesticides, à l'instar de ce qui sera fait pour des routes, talus ou fossés « simples ». Ce traitement présente l'avantage de réduire le nombre de connectivités rencontrées, ce qui allège le routage mais simplifie aussi l'étude. La Figure 16 illustre un exemple. Il s'agit d'une route bordée des deux côtés de fossés et dont certaines portions de route ont en plus un talus

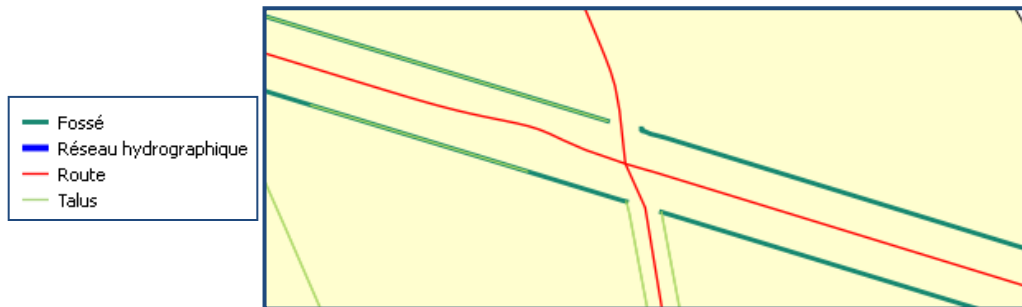


Figure 16 : Exemple d'une zone à grande densité d'éléments linéaires

Une méthode de traitement a été développée et mise en œuvre dans l'outil d'intégration de données Talend Open Studio. L'idée est de fusionner deux éléments dès lors que la distance entre eux est assez faible. Cela suppose de fixer une distance seuil, appelée ici Demi-largeur. Les premiers tests sur la méthode ont montré qu'il était nécessaire de faire intervenir deux paramètres supplémentaires pour déterminer s'il y a lieu de fusionner ou non, à savoir le *ratio minimum de longueur d'un élément* et la *longueur minimum d'un élément* (Figure 17).

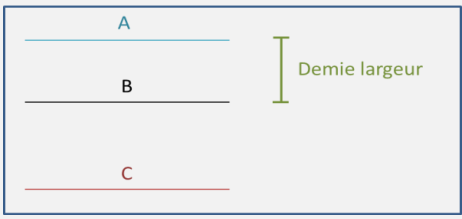

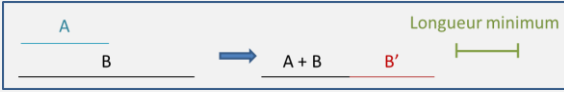

<p>Demi-largeur (en mètres) : tous les éléments linéaires « parallèles » dont la distance entre eux est inférieure à la demi-largeur sont suffisamment proches pour être fusionnés en un seul (seuil fixé à 8 m pour nos deux bassins d'application).</p>  <p>⇒ A et B sont assez proches et pourront être fusionnés, B et C ne le sont pas</p> <p>Ratio minimum de longueur d'un élément (entre 0 et 1) : comme le précédent, ce paramètre limite la création (découpage/fusion) d'éléments dont la taille est inférieure à un pourcentage de l'élément d'origine. Par exemple un réseau hydrographique de 1 km ne pourra pas générer des éléments inférieurs à 100 m si le ratio est de 10%. Ce traitement permet de fusionner tous les éléments linéaires parallèles. A ce stade, aucune maîtrise sur l'ordre de fusion des éléments linéaires n'est possible car ils « apparaissent » en fonction de leur position dans l'espace. Or certains linéaires comme les cours d'eau doivent rester en l'état. En effet, du point de vue des écoulements, il est inconcevable de remplacer un élément de cours d'eau par une route ou un talus par exemple.</p>	<p>Longueur minimum d'un élément (en mètres) : longueur minimale des éléments linéaires résultant d'une simulation de la fusion. Il évite la création (découpage/fusion) d'éléments trop petits. (multiple de la demi-largeur : 8, 16 et 24 m).</p>  <p>⇒ A et B sont fusionnés. La partie non fusionnée de B, inférieure à la longueur minimum n'est pas incluse dans la fusion, et absorbée par le nouvel élément</p>  <p>⇒ A et B sont fusionnés. La partie non fusionnée de B, B', est plus longue que la longueur minimum ; elle est conservée comme un nouvel élément linéaire.</p>  <p>⇒ A et B ne sont pas fusionnés, car l'élément qui aurait résulté de la fusion aurait été inférieur à la longueur minimum : rien ne change.</p>
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Figure 17 : Paramètres utilisés dans la procédure de fusion du réseau d'éléments linéaires



Figure 18 : Résultat de l'algorithme de fusion sur le bassin versant de la Fontaine du Theil

L'algorithme de fusion des linéaires est composé de 2 étapes majeures successives, qui sont itérées jusqu'à ce qu'aucune fusion ne soit plus possible :

- pour toutes les combinaisons de deux éléments linéaires, une simulation de fusion est effectuée, au cours de laquelle on vérifie si les conditions de fusion sont satisfaites (cf les 3 paramètres présentés ci-dessus).
- toutes les fusions respectant les conditions sont alors réalisées. L'ordre dans lequel elles sont effectuées est défini en fonction de la stratégie de fusion, dépendant de la nature des éléments (voir ci-dessous) et de la longueur réelle du résultat de la fusion, les longueurs les plus fortes étant favorisées.

Une stratégie de fusion a été définie a priori, elle permet d'établir à chaque boucle l'ordre dans lequel réaliser les fusions : certains types d'éléments « absorbent » la fusion par rapport à d'autres, qui disparaîtront en tant que tels sur la longueur sur laquelle ils seront fusionnés. Compte tenu de la connaissance que l'on a des deux bassins d'application, l'ordre des fusions du plus prioritaire au moins prioritaire est : *cours d'eau, route, fossé et talus*. Ce paramétrage peut toutefois être adapté selon le bassin versant auquel on applique la fusion. Dans les cas d'égalité de priorité, l'objectif est de faire des fusions les plus longues possibles.

L'application de cette méthode sur la Fontaine du Theil conduit par exemple au réseau représenté sur la Figure 18. Les tronçons homogènes auxquels on aboutit ainsi ont été redécoupés suivant les frontières des unités homogènes connexes, afin de pouvoir tracer les flux entre les unités homogènes amont et aval séparés un tronçon élémentaire. Cela permet également de gérer plus finement les flux collectés puis redistribués par les tronçons élémentaires, comme l'illustre la Figure 19.

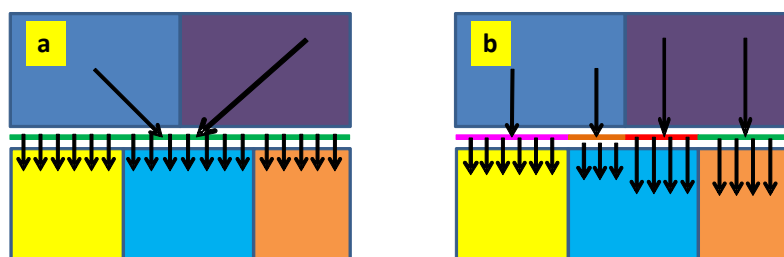


Figure 19 : Répartition des flux entre unités homogènes amont et tronçon élémentaire, puis vers les unités homogènes aval. sans redécoupage (a) ou avec redécoupage (b). Chaque rectangle représente une unité homogène.

Identification des connexions entre éléments, matrices de connectivité

Une fois les unités surfaciques homogènes et tronçons linéaires élémentaires identifiés, l'étape suivante est de caractériser les connexions entre éléments, *i.e.* de repérer les éléments (surfaciques ou linéaires) adjacents, le sens des écoulements entre ces éléments, et de préciser la façon dont les flux d'eau et de matières seront transférés entre ces éléments. Cette information est stockée dans le SIT sous la forme de lignes et nœuds d'échanges. Au travers des *Composants d'échange* que sont *Nœud* et *Ligne d'échange*, ce modèle permet de reproduire les topologies entre les éléments du paysage. Les quatre relations amont-aval autour de *Nœud* mais aussi de *Ligne d'échange* permettent de reconstruire une topologie orientée amont-aval entre tout élément du

paysage. Une originalité de l'approche choisie est de caractériser les échanges entre éléments de façon différenciée sur l'ensemble du profil de sol. En effet, MACRO fournissant flux de ruissellement, de proche subsurface (drainage par drains enterrés ou écoulements latéraux saturés) et la percolation, on cherche à déterminer les connexions entre éléments pour les trois « couches » conceptuelles correspondantes : surface, proche subsurface et subsurface profonde (Figure 20). A cet effet, les notions de *Matrice de Transfert Effective* et de *Matrice Type* ont été introduites. Les *Matrices Types*, de dimensions 3*3, décrivent comment sont transférés les écoulements entre les éléments du paysage, entre les 3 couches considérées. Elles sont en nombre limité puisqu'elles caractérisent uniquement les échanges entre typologies d'éléments du paysage. Dans notre cas, il y en a dix pour définir les échanges entre parcelles, cours d'eau, talus, fossés et routes. Par exemple, on considère qu'un fossé collectera les flux de ruissellement et de proche subsurface, qu'il transférera ensuite vers un tronçon de fossé aval, mais n'influencera pas l'écoulement de subsurface profond, qui sera transféré « normalement » vers l'élément surfacique situé à l'aval de l'élément considéré (Figure 20b,c,d). Pour un talus, il y aura pour partie infiltration des flux de surface et proche subsurface vers la profondeur, et en partie « routage » du flux ruisselé le long du linéaire du talus, en fonction de son orientation dans la pente (Figure 20e).

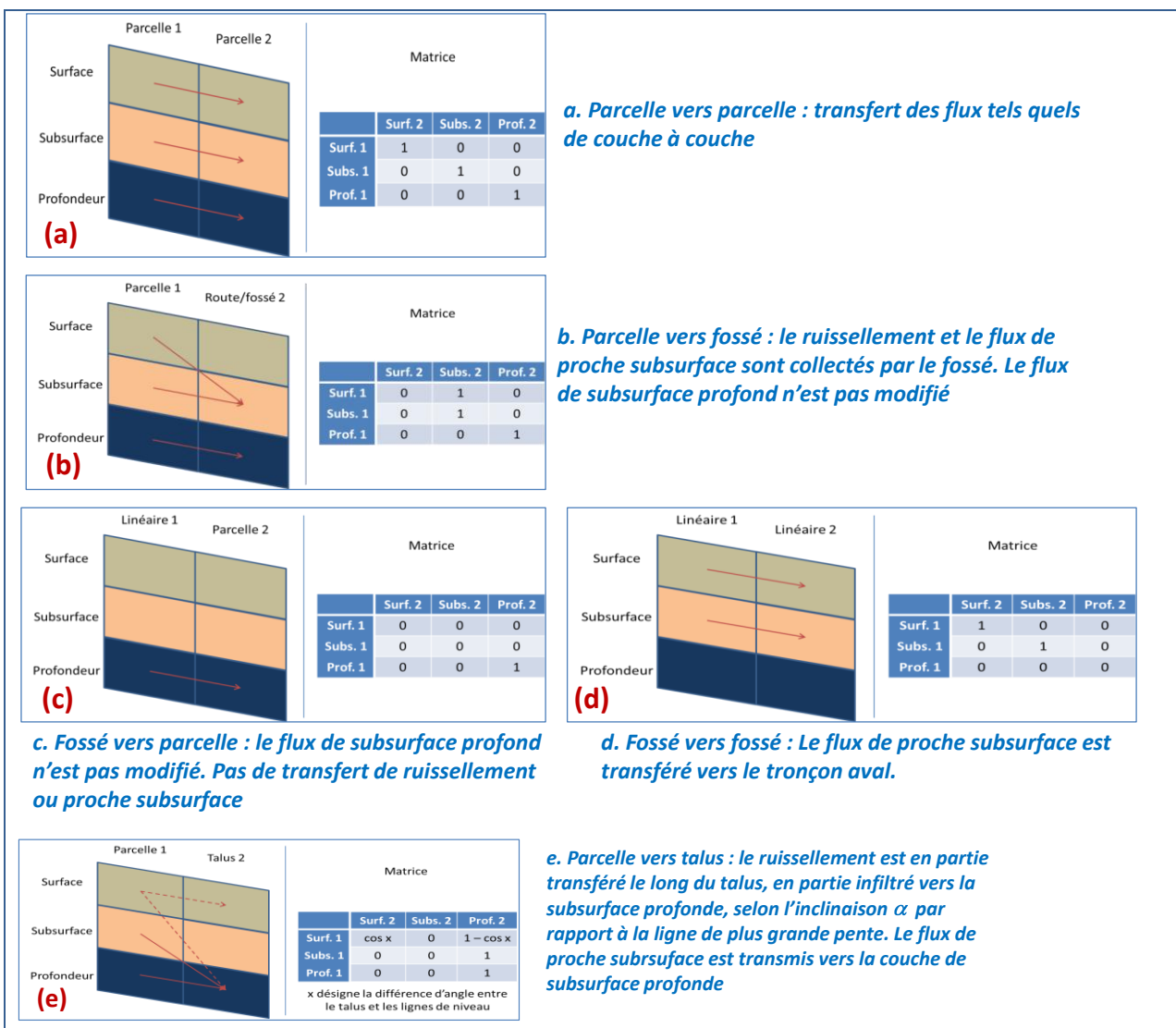
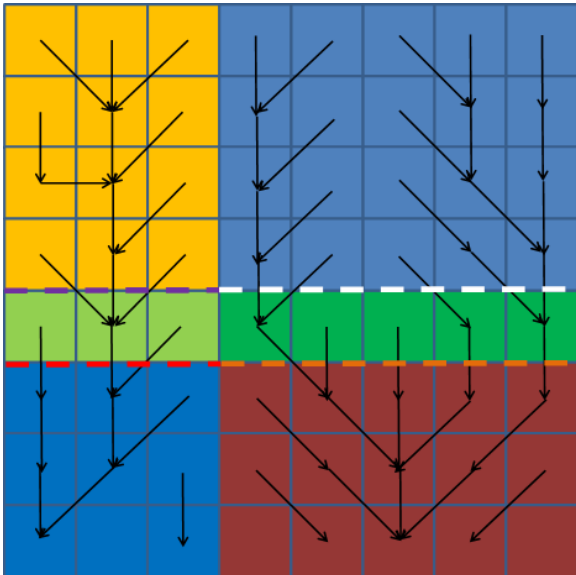


Figure 20 : Exemples de matrice 3*3 de connectivité "type".



Chaque rectangle représente une unité homogène, sauf les rectangles verts, qui figurent chacun un tronçon élémentaire

Figure 21 : Exemples de lignes d'échange créées.

Les *Matrices Transferts Effectives* portent les valeurs numériques issues de l'application des règles définies dans les *Matrices Types*. Elles supposent pour être déterminées d'avoir auparavant repéré les éléments connectés, et dans quel sens les flux s'écoulent. Ceci est réalisé en s'appuyant sur le Modèle Numérique de Terrain et la carte raster d'accumulation des flux qui en est dérivée. Le parcours de l'aval vers l'amont de l'arbre des écoulements entre pixels permet d'identifier les lignes d'échanges entre les éléments (*Unité homogène* ou *Tronçon élémentaire*). Une ligne d'échange est créée avec l'élément en cours à chaque fois qu'un nouvel élément (*Unité homogène* ou *Tronçon élémentaire*) est rencontré lors du parcours (Chaque rectangle représente une unité homogène, sauf les rectangles verts, qui figurent chacun un tronçon élémentaire

Figure 21). Le parcours se poursuit à partir du nouvel élément. Au cours du parcours, chaque ligne d'échange est renseignée avec l'accumulation des pixels amont qui la traversent. La définition de ces lignes d'échange et l'identification du type d'éléments

qu'elles connectent, permettent alors de calculer les matrices de transfert effectives, stockées dans le SIT. Celles-ci permettront, dans l'étape suivante d'agrégation à l'échelle du bassin versant, d'affecter les flux issus de chaque élément.

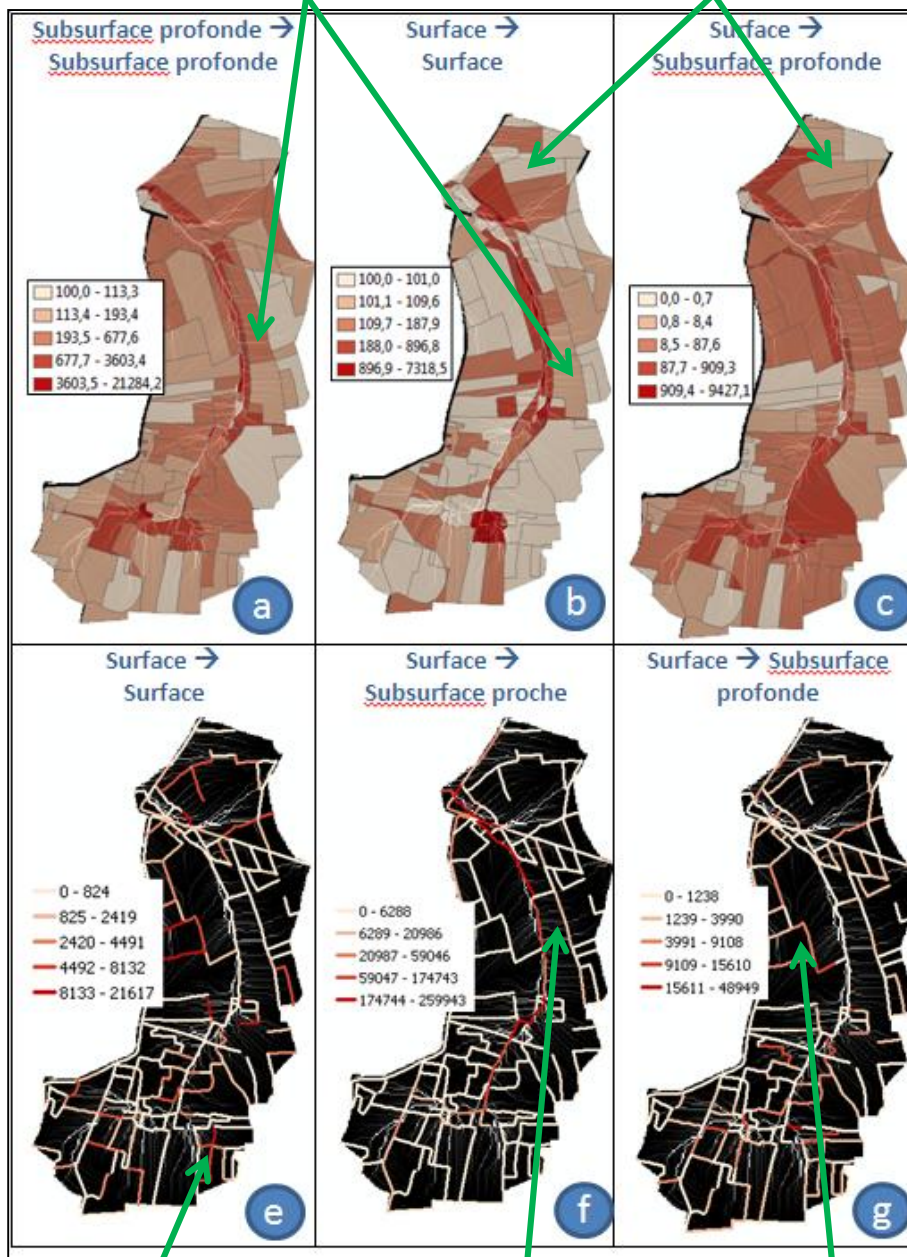
Application sur la Fontaine du Theil : analyse de la modification des directions de flux.

Une application immédiate de cette définition des connectivités, et qui ne demande pas de mettre en œuvre une modélisation, est de visualiser les zones où les écoulements sont susceptibles de se concentrer, et les redirections induites par les éléments du paysage.

Ainsi la Figure 22 illustre l'exploitation qui peut être faite de ces connectivités sur la Fontaine du Theil. La Figure 22a (aires drainées au sein de la couche de subsurface profonde) rend compte de l'accumulation des surfaces drainées sans prendre en compte le réseau des éléments linéaires. La vignette (b) montre qu'une partie de l'aire drainée « en surface » est interceptée par ce réseau, et pour partie routée le long de ce réseau en surface (d, effet des talus orientés dans le sens de la pente), transférée au réseau hydrographique via les fossés ou routes (e, en subsurface) ou encore infiltrée en profondeur (f, effet des talus en travers de la pente). Ce type d'exploitation mérite d'être encore affiné, et l'interprétation à laquelle elle mène devra être validée par une prospection terrain, mais ceci permet d'ores et déjà de donner une vision plus nuancée des écoulements et transferts de flux sur le bassin qu'une interprétation seulement basée sur le Modèle Numérique de Terrain. Une articulation avec l'utilisation d'indicateurs à l'échelle de la parcelle paraît une perspective intéressante. Elle offre la possibilité de pondérer la contribution au potentiel de contamination des parcelles (que donne un indicateur) par la connaissance que l'on a du degré de connectivité réel de cette dernière au réseau hydrographique, en examinant l'écoulement couche par couche. La prise en compte de zones tampons végétalisées, qui n'a pas encore été réalisée ici, est également facilitée. Une première estimation de leur efficacité potentielle peut se faire au vu de l'aire de versant qu'elles collectent, compte tenu de leur emplacement (leur localisation sur le site). L'application au bassin versant de la Morcille, en cours de réalisation, conduira certainement à des résultats intéressants, compte tenu de la forte densité de fossés, et de la quasi-absence de talus sur ce bassin. Une identification des parcelles à risque sur ce bassin compte tenu de leur connexion aux réseaux de fossés a déjà été réalisée (Gouy 2001) ; il sera intéressant d'évaluer en quoi l'approche proposée ici permet de moduler ces résultats.

Aire drainée en surface moindre car interception par les éléments linéaires

Infiltration de l'aire drainée en surface vers la subsurface profonde via les talus



Interception de l'aire drainée en surface par les talus

Interception de l'aire drainée en surface par les routes et fossés

Infiltration en profondeur de l'aire drainée en surface par les talus

Figure 22 : Transfert entre couches des Aires drainées par les éléments surfaciques (en pourcentage de leur surface) et linéaires (en m²)

Sur le bassin de la Fontaine du Theil, une comparaison avec les surfaces contributives déterminées par la méthode SACADEAU (Tortrat 2005, Arousseau, Gascuel-Odoux et al. 2009, Gascuel-Odoux, Arousseau et al. 2009) est possible, cette méthode ayant été mise en œuvre sur le bassin dans le cadre d'un stage de Master (Doyen 2010). Elle est basée sur l'obtention d'arbres d'exutoires de parcelles, qui permettent d'identifier les pixels contribuant à alimenter les pixels « sortants » d'une parcelle. Son application sur la Fontaine du Theil conduit à identifier 643 exutoires, et permet de repérer les parcelles déconnectées du réseau par les haies et talus (en blanc sur la Figure 23).

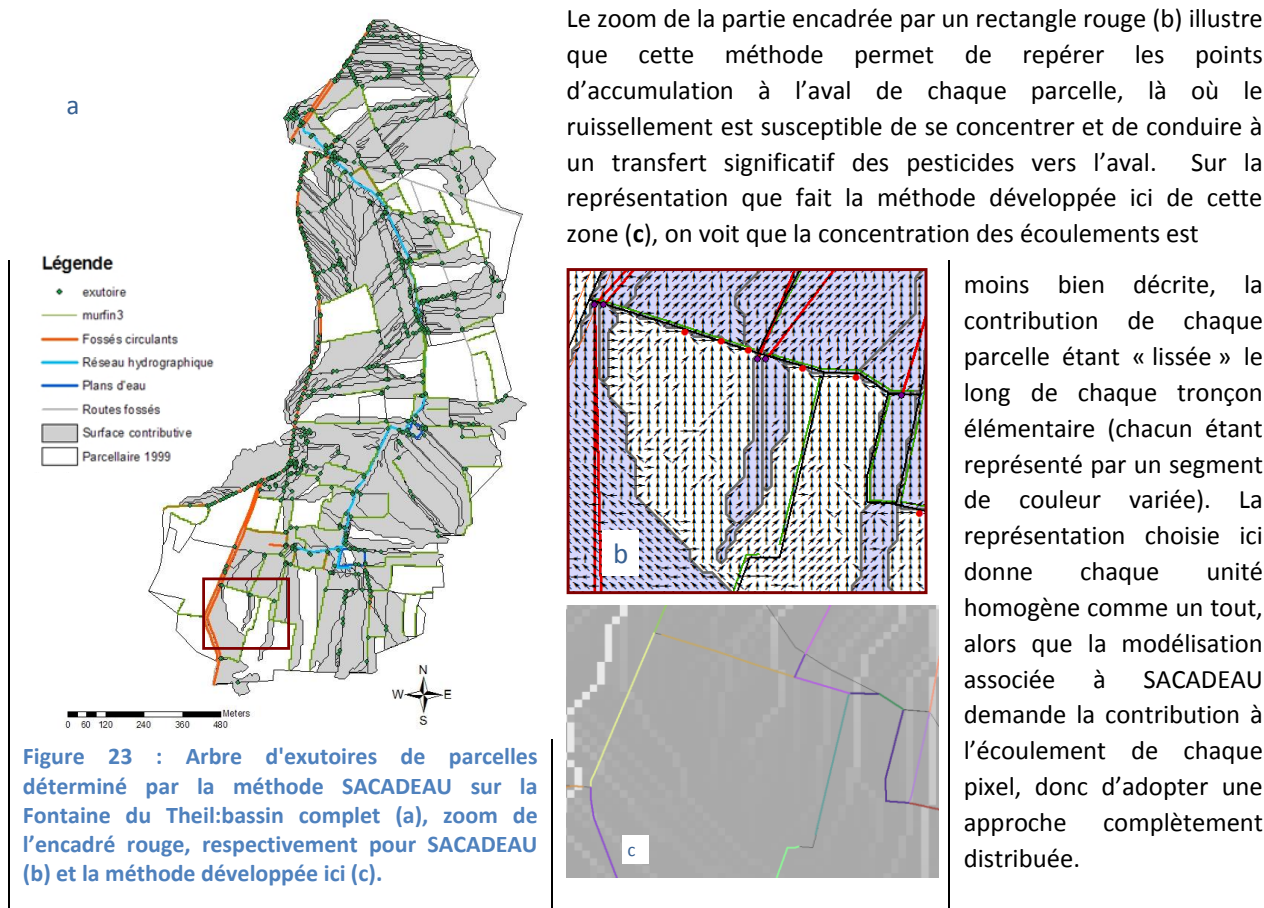


Figure 23 : Arbre d'exutoires de parcelles déterminé par la méthode SACADEAU sur la Fontaine du Theil: bassin complet (a), zoom de l'encadré rouge, respectivement pour SACADEAU (b) et la méthode développée ici (c).

Le zoom de la partie encadrée par un rectangle rouge (b) illustre que cette méthode permet de repérer les points d'accumulation à l'aval de chaque parcelle, là où le ruissellement est susceptible de se concentrer et de conduire à un transfert significatif des pesticides vers l'aval. Sur la représentation que fait la méthode développée ici de cette zone (c), on voit que la concentration des écoulements est

moins bien décrite, la contribution de chaque parcelle étant « lissée » le long de chaque tronçon élémentaire (chacun étant représenté par un segment de couleur variée). La représentation choisie ici donne chaque unité homogène comme un tout, alors que la modélisation associée à SACADEAU demande la contribution à l'écoulement de chaque pixel, donc d'adopter une approche complètement distribuée.

Par ailleurs, SACADEAU met surtout l'accent sur le ruissellement, l'influence des éléments du paysage sur les écoulements de proche subsurface étant plus difficilement rendue. Pour ces deux méthodes, l'application sur un bassin aux versants plus longs permettant des arbres d'exutoires plus « touffus » serait certainement intéressante, en permettant de mieux percevoir les modifications de direction d'écoulement qu'induit le réseau anthropique.

Conclusion de la partie II

Les travaux menés dans cette partie ont permis d'organiser les connaissances disponibles sur les deux bassins tests au sein d'un système d'information transactionnel, qui permettra de les remobiliser efficacement pour l'étape de modélisation à l'échelle du bassin versant. La structuration adoptée a d'ores et déjà permis la mise en œuvre efficace de calcul d'indicateurs de potentiel de transfert de pesticides sur l'ensemble des parcelles cultivées des deux bassins d'application. Par ailleurs, la démarche adoptée dans ce projet supposait de décomposer chaque bassin versant d'application en un ensemble d'éléments surfaciques et linéaires homogènes, sur chacun desquels appliquer une modélisation globale (échelle de la parcelle ou de l'élément du paysage) est légitime. La méthode développée ici permet cette décomposition, et organise l'ensemble des éléments ainsi déterminés en un graphe orienté. L'originalité est de permettre de rendre compte dès cette étape de l'influence des éléments linéaires sur les écoulements, en représentant trois couches conceptuelles pour les écoulements, et en n'axant pas l'analyse uniquement sur le ruissellement comme cela est souvent le cas.

Cette méthode peut être appliquée de façon autonome, sans avoir à mettre en œuvre de modélisation, pour rendre compte de l'organisation des écoulements sur un bassin versant. Son application est actuellement prévue dans le cadre des diagnostics de vulnérabilité sur les aires d'alimentation de captage, pour permettre de passer d'un diagnostic de vulnérabilité intrinsèque (Catalogne, Carluier et al. 2014), qui détermine le potentiel de genèse d'un risque de contamination à l'échelle d'une parcelle ou d'une zone homogène de l'AAC, à un diagnostic de vulnérabilité, tenant compte de l'influence des éléments du paysage sur les modalités de transfert ou d'atténuation de ce « potentiel ».

PARTIE III. AGREGATION A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT

Il s'agit dans cette partie d'agréger à l'échelle du bassin versant les résultats des simulations réalisées à l'échelle locale, en s'appuyant sur une représentation adaptée de l'organisation spatiale du bassin versant, pour permettre de rendre compte des temps de transfert et phénomènes de dissipation advenant entre la parcelle et le réseau hydrographique. Le modèle hydrologique utilisé pour transférer ces flux calculés à l'échelle locale doit être conceptuel et modulaire pour permettre d'articuler des représentations relevant de concepts différents. Le choix s'est porté vers le Catchment Modelling Framework développé par Philipp Kraft (2012) à l'Université de Giessen, déjà utilisé au sein de l'équipe d'Irstea Lyon-Villeurbanne, et qui semblait un des outils les mieux adaptés à cette démarche

Présentation du Catchment Modelling Framework. Démarche retenue

CMF va au bout de la démarche orientée objet, en basant la description qu'il fait du système modélisé sur deux abstractions primaires hiérarchisées : les réservoirs et les flux (Kraft, Multsch et al. 2010). Les réservoirs sont définis comme des variables d'état qui affichent leur état aux autres réservoirs, et d'une fonction permettant de calculer leur dérivée à un temps donné. Pour un soluté, de façon similaire, l'état du réservoir est la quantité de particules dans le volume fini. Le taux de changement est la somme des flux advectifs et d'éventuels termes source ou puits (Figure 24).

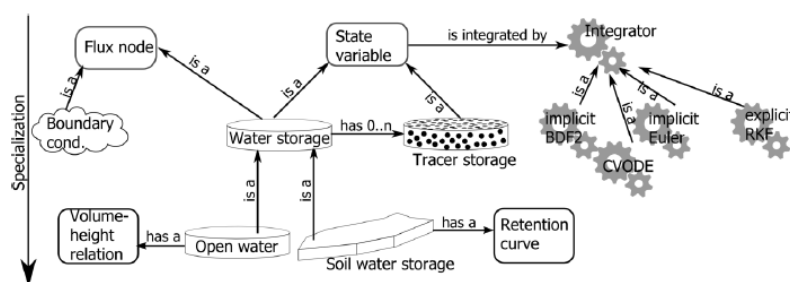


Figure 24 : Abstraction hiérarchique des réservoirs

Les flux d'eau sont modélisés comme un réseau d'écoulement, où les flux adviennent sur les segments reliant les nœuds, les nœuds du réseau étant les réservoirs et les conditions aux limites. Des équations définies par l'utilisateur ou déjà présentes dans le logiciel permettent de calculer les flux. Le bassin versant sera donc ici représenté sous la forme d'un réseau maillé où chaque nœud (ici une unité homogène ou un tronçon élémentaire) sera une couche d'un élément du paysage (parcelle, fossé, talus) et où les liaisons entre les nœuds seront les flux. Chaque couche d'une parcelle n sera donc reliée à la couche située à la même hauteur dans la parcelle n+1, mais aussi aux couches sus et sous-jacentes de la même parcelle, comme cela est représenté sur la Figure 25.

En accord avec la représentation adoptée dans la 2^{ème} partie, chaque parcelle a été représentée sous la forme de trois réservoirs superposés, eux-mêmes décomposés en couches numériques :

- le premier correspond à la couche de surface, et récupère les flux de ruissellement calculés par MACRO ou provenant de l'amont (via une onde cinématique),
- le deuxième correspond au profil de sol modélisé par MACRO : CMF n'y calcule donc pas réellement de flux, mais se contente de transférer au réservoir inférieur le flux de percolation calculé par MACRO et de calculer le niveau de remplissage de cette couche, somme des flux provenant des éléments amont en subsurface et du flux de drainage calculé par MACRO. Il calcule alors le flux sortant vers la couche de sol des éléments aval via Darcy
- le troisième correspond à une couche profonde : il récupère les flux de percolation calculés par MACRO dans le profil de sol de la parcelle, ainsi que les flux provenant de l'amont (via l'équation de Darcy).

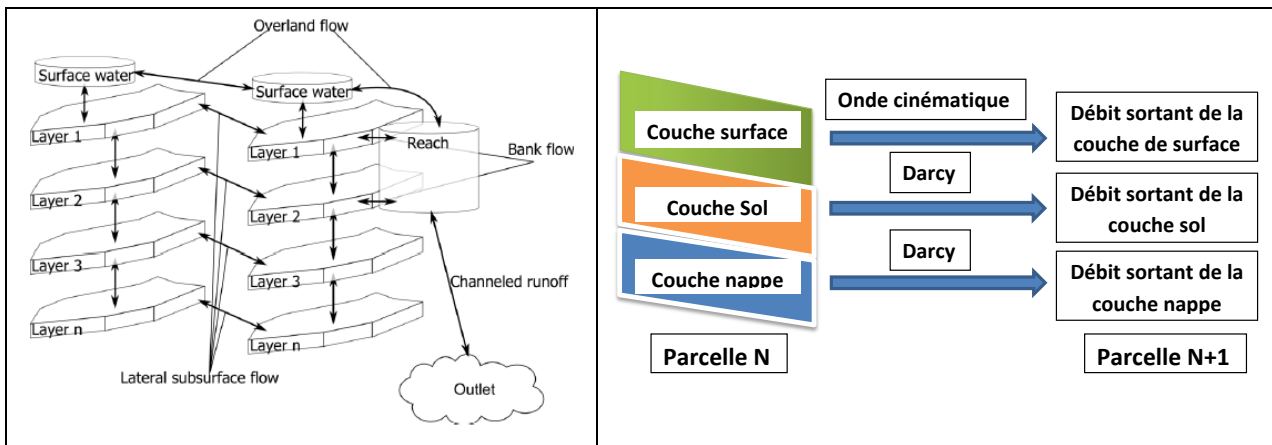


Figure 25 : Modèle de flux dans CMF. A gauche, modèle général. A droite, représentation adoptée pour le projet

Au pas de temps t , chaque couche reçoit les valeurs issues de la simulation MACRO pour cette parcelle type à ce pas de temps. Elle reçoit également l'eau provenant des éléments amont connectés. Le niveau de chaque couche-réservoir est alors actualisé et le flux sortant calculé via l'équation de l'onde cinématique pour la couche de surface et l'équation de Darcy pour les deux couches de subsurface. Les flux effectivement transmis dans chaque couche aux éléments aval connectés sont attribués en accord avec les matrices de transfert effectives déterminées dans l'étape précédente.

Pour les premières applications, encore prospectives, réalisées dans ce projet, les flux de solutés, tels que prescrits par MACRO, sont transférés via une équation de convection-diffusion, et les tronçons élémentaires sont considérés transmettre instantanément l'eau et les solutés qu'ils contiennent à l'élément connecté aval, sans tenir compte de leur nature ou de leurs caractéristiques (largeur, pente, substrat ...). Compte tenu de la nature modulaire du modèle, cette représentation simplifiée peut facilement évoluer ; l'application présentée ici visait à vérifier la faisabilité de la démarche, et illustrer son intérêt. Les développements informatiques importants qu'a impliqués la 2^{ème} partie n'ont en effet pas permis d'affiner la représentation choisie, ni de caler véritablement le modèle, ce qui sera fait prochainement.

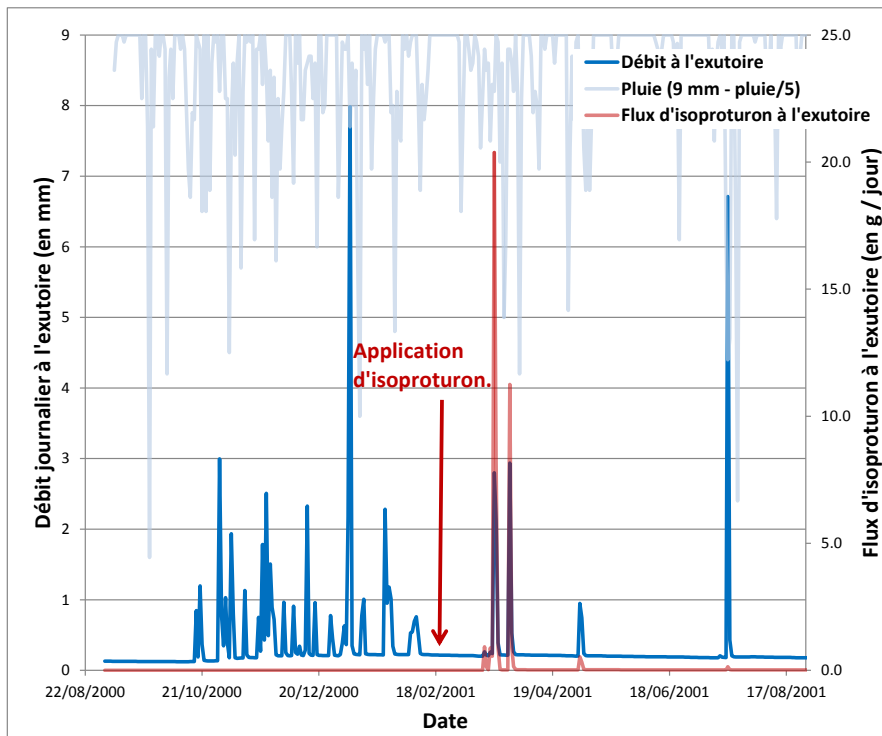


Figure 26 : Débits et flux d'isoproturon simulés à l'exutoire. Années 2000-2001. Le signal de pluie a été mis à l'échelle pour une meilleure lisibilité

La Figure 26 représente ainsi une simulation exploratoire, réalisée en se basant sur des simulations MACRO issues du site expérimental de la Jaillière⁸, aux sols proches, mais où des parcelles sont drainées et où des écoulements latéraux significatifs existent donc dans la proche subsurface (Dairon, Tournebize et al. soumis). En effet, compte tenu de la représentation des transferts à laquelle aboutissent les simulations MACRO sur la Fontaine du Theil (très peu de ruissellement, et de façon très épisodique ; flux percolés très faibles, pas d'écoulement latéraux), l'application de la méthode d'agrégation sur ces résultats ne semblait pas idéale pour illustrer ses potentialités. On a donc choisi de représenter les parcelles de type G1 et G3 par la parcelle expérimentale T3 (drainée) et les parcelles de type G2 par la parcelle expérimentale T1 (non drainée). Ce choix est arbitraire, et a uniquement pour but d'évaluer la réponse du modèle aux signaux injectés. On constate que le débit de base simulé est très peu réactif, et très faible, montrant une dynamique de nappe peu réactive et à un niveau trop faible. L'isoproturon, appliqué le 19 février, est exporté à partir du 20 mars, ce qui correspond au début d'exportation simulé à la fois pour les parcelles T1 et T3. Les pics très brefs semblent toutefois indiquer une contribution majoritaire des flux issus des parcelles G2, assimilées à T1.

Au-delà de ces chroniques à l'exutoire, la technologie des entrepôts de données représente un moyen d'exploration puissant des résultats, tant au niveau spatial que temporel.

Conception d'un entrepôt de données dédié à l'analyse des résultats de CMF

Un des challenges du projet étant de structurer et de sauvegarder l'information dès sa production, les résultats de simulations CMF ont été intégrés dans un entrepôt de données conçu pour leur analyse. Pour ce faire, la première tâche a consisté, au cours de séances de travail, à capturer les principaux concepts manipulés par les chercheurs pour analyser cette typologie de données. Au vu de la nature expérimentale de ce projet, les indicateurs qui ont semblé les plus pertinents aux chercheurs sont le volume d'eau (Water Volume, exprimé en lame d'eau, mm) et la quantité de substance active (dose soluté, en g/ha), ainsi que le bilan de masse sur une période donnée (Water Balance –en mm/j- et Balance Pesticide –g/j-) des éléments surfaciques et linéaire. Lors des séances de travail, les chercheurs ont exprimé le besoin d'étudier ces indicateurs suivant un axe d'analyse spatial, un axe d'analyse temporel mais aussi suivant les couches de profondeur : surface, subsurface proche et subsurface profonde. L'axe spatial est constitué d'une double hiérarchie. La première décrit les niveaux de granularité des éléments surfaciques du paysage (Unité Homogène, Parcelle et Bassin Versant) alors que la seconde détaille les niveaux des éléments linéaires constituant le réseau anthropique (Tronçon Élémentaire et Réseau Linéaire). Pour analyser ces indicateurs, l'axe temporel couramment utilisé par les chercheurs est le Jour au niveau le plus fin, le Mois et la Campagne au niveau racine. Une campagne couvre une année hydrologique (1^{er} septembre au 31 août de l'année suivante) (Figure 27).

⁸ Ce site d'ARVALIS-Institut du végétal comprend une dizaine de parcelles expérimentales, isolées hydrauliquement, et pour la plupart drainées, sur lesquelles les flux d'eau et de solutés (ruisselés et drainés) sont suivis depuis

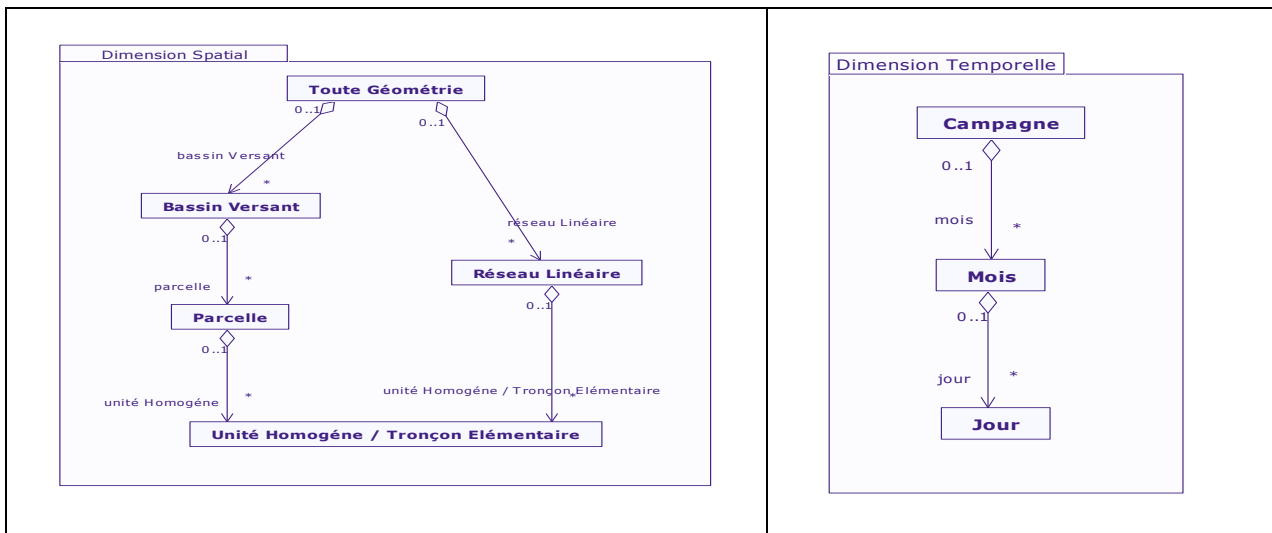
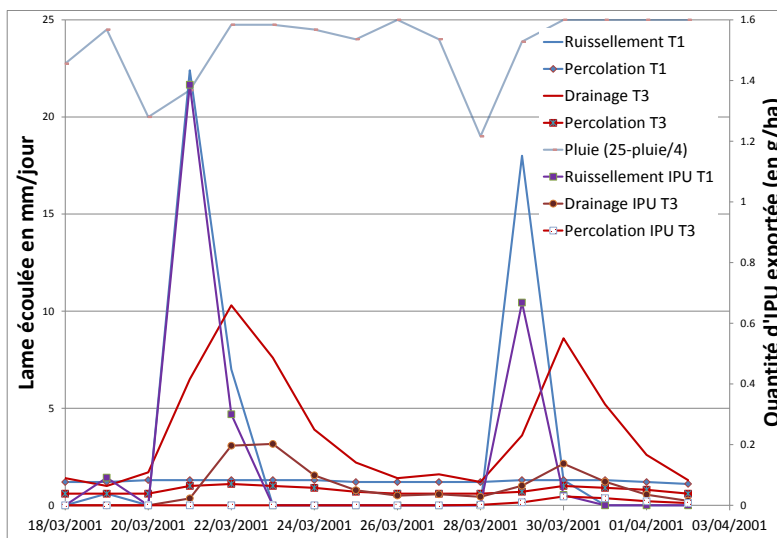


Figure 27 : Modèle de l'axe d'analyse spatial à gauche, et de l'axe d'analyse temporelle à droite

Le modèle du cube multidimensionnel décrit ci-dessus a permis avec les outils développés de générer quasi automatiquement une base de données suivant un modèle en étoile. Cette base a été chargée avec les simulations issues de CMF et couplée avec à l'outil SOLAP Map4decision (Spatial On-Line Analytical Processing). Ce dernier outil permet une navigation au sein du cube aussi bien suivant les axes que suivant les différents niveaux de granularité de chacun des axes.



La Figure 28 présente ainsi la contribution respective de chaque couche de l'écoulement au transfert d'isoproturon, sur l'ensemble de la période du 20 au 28 mars 2001. On remarque que les parcelles de type G2 (auxquelles on a attribué ici les flux simulés sur la parcelle T1 non drainée de la Jaillière) contribuent essentiellement par ruissellement, alors que les parcelles de type G1 et G3 (assimilées à la parcelle T3 drainée de la Jaillière) contribuent essentiellement par écoulement de proche subsurface (drainage) et dans une moindre mesure par écoulement dans la nappe profonde. L'outil d'analyse que représente l'entrepôt ainsi constitué permet également d'observer la dynamique temporelle des différentes contributions. Ainsi, la Figure 29 illustre les flux d'eau et

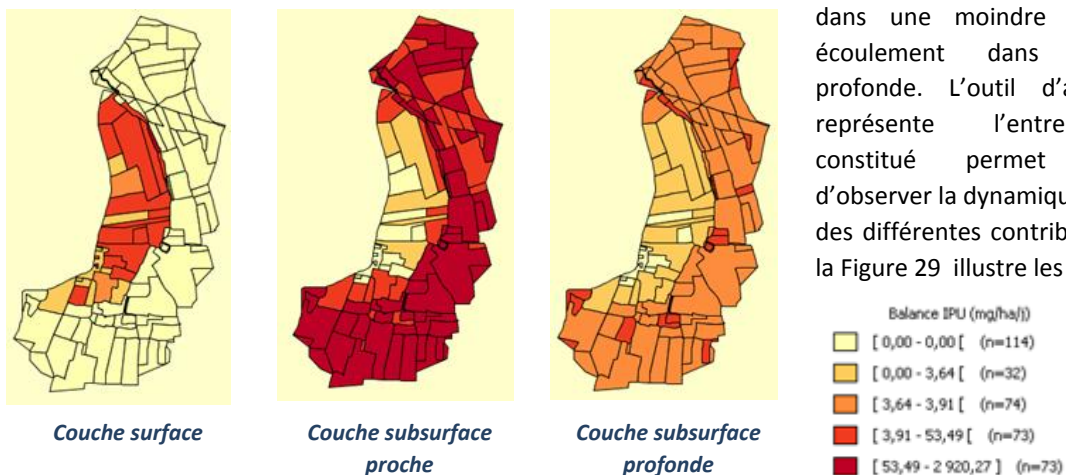


Figure 28 : Contribution des différentes couches de l'écoulement au transfert d'isoproturon. Période du 20 au 28 mars 2001. Simulation basée sur les résultats issus des parcelles T1 et T3 de la Jaillière

d'isoproturon transitant dans les tronçons élémentaires les 20, 21 et 22 mars respectivement. On remarque la dynamique beaucoup plus rapide pour les tronçons collectant les flux issus de parcelles de type G2, et une dynamique plus tamponnée pour les tronçons connectés à des parcelles de type G1 et G3. Cette analyse reste bien sûr à préciser et la validité des représentations adoptées pour les éléments du réseau anthropique à affiner, en différenciant notamment le fonctionnement en fonction du type de tronçon considéré. On perçoit toutefois dès maintenant les potentialités liées à la démarche de modélisation adoptée, et la puissance d'analyse que représente la technique des entrepôts de données. D'autres résultats, qui représentent la dynamique des flux d'eau et d'IPU sur une parcelle représentative de chaque type de sol, et positionnées à différents niveaux sur le versant sont également illustrés en annexe 5. Une application sur la Morcille, où les transferts par écoulements latéraux subsurfaciques sont significatifs et les temps de transfert dans les fossés, denses et pentus, faibles permettra de valider plus directement la méthode, serait souhaitable.

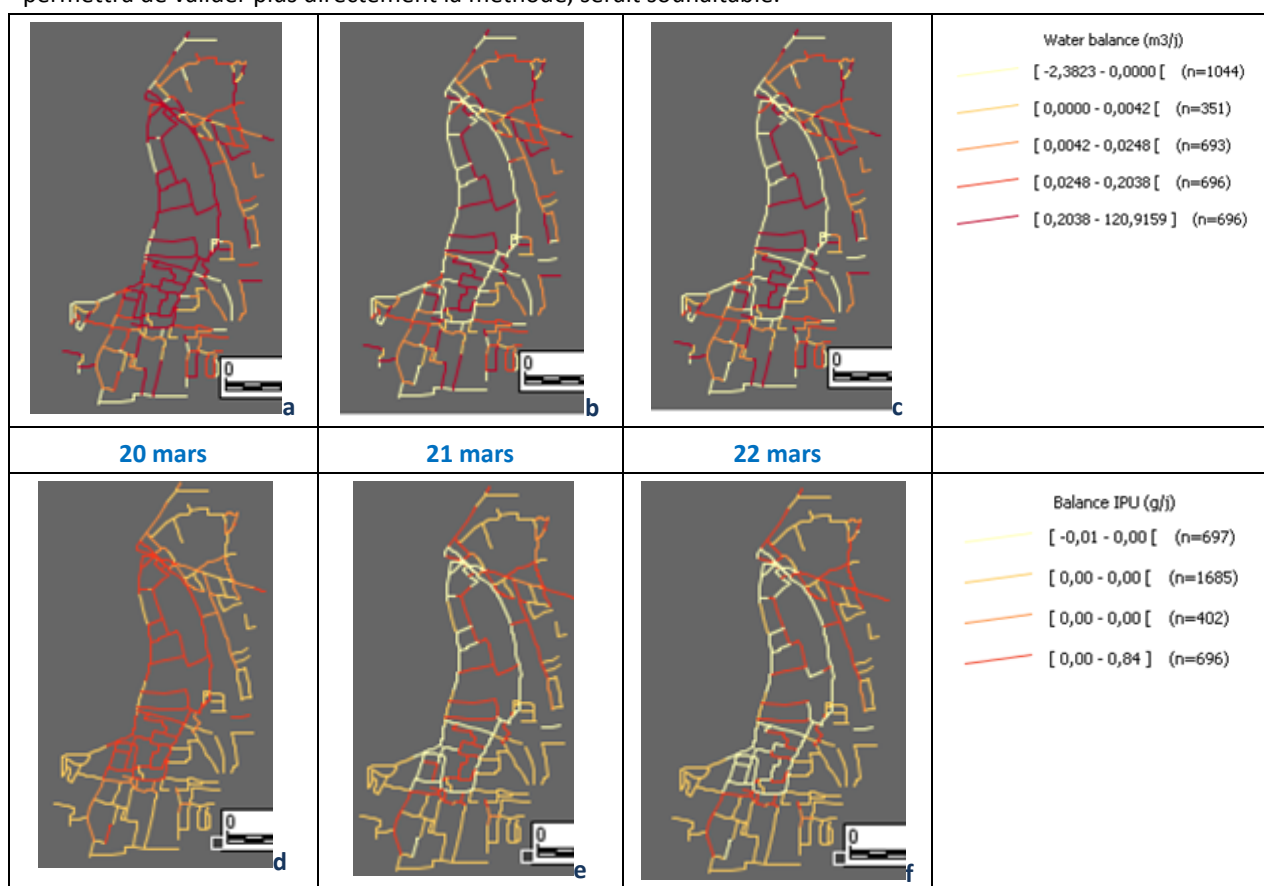


Figure 29 : Dynamique temporelle de la contribution des tronçons élémentaires aux flux d'eau (a, b, c) et d'isoproturon (d, e, f) du 20 au 22 mars 2001.

CONCLUSIONS. PERSPECTIVES

La première partie de ce projet, qui concernait la modélisation à l'échelle locale des éléments du paysage, a permis de mettre en évidence des éléments intéressants du point de vue opérationnel sur le modèle MACRO, utilisé pour représenter le devenir des pesticides à l'échelle de la parcelle. Tout d'abord, les simulations effectuées ont montré que, dans le contexte de la Fontaine du Theil, le modèle montrait une très faible équifinalité pour les paramètres étudiés : cela implique la nécessité de paramétrer soigneusement le modèle. Une étude équivalente sur le bassin de la Jaillière (Dairon, Cheviron et al. En préparation) va dans le même sens. L'application effectuée sur le bassin de la Morcille a montré que des paramètres issus de mesures spécifiques au site permettaient de mieux rendre compte du fonctionnement connu sur le bassin que des paramètres issus de fonctions de pédotransfert, notamment pour ce qui concerne les paramètres hydrodynamiques. L'étude effectuée sur la Fontaine du Theil sur l'influence de l'incertitude sur les dates de traitement a également montré une grande

variabilité des résultats, même si ceux-ci restent dans le même ordre de grandeur pour les quantités transférées en subsurface (les résultats acquis en surface étant à considérer avec circonspection compte tenu du fait que MACRO ne simule qu'imparfaitement le ruissellement). Les premiers résultats acquis sur cet aspect sur la Morcille montrent une influence bien plus forte, compte tenu du caractère bimodal plus marqué des écoulements sur les sols de ce bassin. Les résultats ont montré la nécessité pour évaluer les transferts totaux d'une substance active après une application de considérer non seulement le caractère plus ou moins pluvieux de l'année considérée, mais aussi la dynamique fine des précipitations pendant la période d'application. L'évaluation par un modèle du potentiel de contribution d'une parcelle à la contamination sur un bassin versant doit donc passer par un grand nombre de simulations pour explorer la gamme des configurations réalistes. Il est possible que ces incertitudes s'estompent quand on passe à l'échelle du bassin versant, mais l'étape d'agrégation à cette échelle n'a pas encore permis d'étudier cette question, qui reste en suspens.

La réalisation de ces simulations, puis l'interprétation des résultats produits ont été possibles grâce au développement de CEMAFOR, outil qui permet d'automatiser un grand nombre de simulations pour explorer des scénarios, et caractériser les facteurs influençant les transferts (Chevron, Carluet et al. 2012). Outre l'utilisation dans d'autres contextes, il pourrait être adapté à des versions ultérieures de MACRO et permettre de caractériser de façon efficace le comportement de ces nouvelles versions. La chaîne de traitement développée permet par ailleurs d'analyser le grand nombre de résultats produits, et de comprendre l'influence de chaque facteur dans le contexte étudié.

La deuxième partie a consisté en la mise au point d'une méthode originale de découpage de l'espace et de caractérisation des connexions hydrologiques entre les éléments. Celle-ci permet d'appréhender de façon simple l'influence des éléments linéaires sur les écoulements et les transferts de produits phytosanitaires. Le fait de permettre de distinguer l'influence des éléments sur les différentes composantes de l'écoulement et en fonction de leur nature nous paraît particulièrement adapté aux bassins sur socle où les écoulements de surface et proche subsurface interagissent, et influencent significativement le transfert des pesticides vers les eaux de surface. La conceptualisation des éléments linéaires en fonction de leur nature et de leurs caractéristiques demande à être encore affinée, mais les choix informatiques effectués permettent une représentation évolutive. La possibilité d'utiliser cette méthode dans le cadre des Aires d'Alimentation de Captages va être prochainement étudiée : il s'agit de compléter une méthode qui détermine la vulnérabilité intrinsèque d'une zone homogène (pixel ou parcelle), pour permettre d'aller jusqu'à une vulnérabilité opérationnelle, à l'échelle de l'AAC.

La troisième partie aborde la modélisation à l'échelle du bassin, en s'appuyant sur la plateforme de modélisation environnementale CMF, dont la structure modulaire permet d'organiser les différents niveaux de modélisation abordée ici. Le temps n'a pas permis de réaliser un grand nombre de simulations et de valider complètement les résultats produits. La structure de modélisation est toutefois maintenant terminée, et permettra de nombreux tests et évolutions. Par ailleurs, la technologie des entrepôts de données qui a été mise en œuvre pour stocker et exploiter les résultats produits permettra une interprétation facilitée des résultats, et une analyse efficace à différentes échelles spatiales et temporelles : cette approche sera très utile dans une perspective de gestion à l'échelle de grands bassins et/ou sur de longues échelles de temps. Il reste toutefois, une fois validée l'approche de modélisation, à investiguer un grand nombre de scénarios [climats - occupation du sol - doses et dates de traitement - organisation spatiale des cultures et aménagements] pour évaluer, comme cela a été fait à l'échelle de la parcelle, l'influence de ces différents facteurs et la variabilité des résultats qui en résulte, et aboutir à la caractérisation du risque de contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin. Il sera alors possible de confronter les résultats obtenus aux données de qualité (chimique et biologique) disponibles.

Par ailleurs, le modèle CMF permet de représenter le transfert de plusieurs solutés à la fois, contrairement au modèle MACRO : le passage à l'échelle du bassin versant permet donc d'envisager de représenter des itinéraires culturels complets, et de comparer ainsi plusieurs scénarios de traitement. Par ailleurs, il nous semblerait intéressant de compléter cette démarche de modélisation par un modèle de décision représentant les choix des agriculteurs. Une telle démarche n'aurait pas été justifiée sur les petits bassins tests utilisés dans le projet, les parcelles situées sur ces bassins ne représentant qu'une faible partie des parcelles de chaque exploitation concernée, mais prendrait tout son sens sur des bassins plus vastes. Au total, la méthode d'agrégation à l'échelle du bassin élaborée dans ce projet, bien que sa mise en œuvre ait été moins large dans le cadre de ce projet qu'il n'était initialement prévu, nous semble potentiellement très riche d'applications futures.

Références bibliographiques

Adamiade, C.-V. (2004). Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Application au transfert des produits phytosanitaires, Thèse. Université Pierre et Marie Curie.

Aurousseau, P., C. Gascuel-Oudou, H. Squividant, R. Trepos, F. Tortrat and M.-O. Cordier (2009). "A plot drainage network as a conceptual tool for the spatial representation of surface flow pathways in agricultural catchments." Computer and Geosciences **35**: 276-288.

Bernard, K., D. Noll and N. Carluer (En préparation). "Dimensionner les zones tam-pons enherbées et boisées pour réduire le transfert hydrologique des produits phytosanitaires." Sciences Eaux & Territoires.

Branger, F. (2007). Utilisation d'une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille et Vilaine), Université Joseph Fourier; Grenoble.

Carluer, N., P. Ackerer, V. Adamiade, P. Andrieux, P. Aurousseau, E. Barriuso, P. Benoît, G. Bourrié, M. Charnay, C. Chaumont, Y. Coquet, M. Cordier, A. Dutertre, J. Fabre, C. Garon-Boucher, C. Gascuel Odoux, J. Gillet, V. Gouy, J. Gril, C. Kao, P. Lagacherie, S. Le Forner, F. Lehmann, X. Louchart, I. Madrigal, J. Molénat, R. Moussa, Y. Nédélec, V. Pot, B. Réal, J. Robbez-Masson, C. Souiller, F. Tortrat, F. Trolard and M. Voltz (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 pp.

Carluer, N. and G. De Marsily (2004). "Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management." Journal of Hydrology **285**: 76-95.

Catalogne, C., N. Carluer, G. Le Hénaff and J. F. Vernoux (2014). Guide pour la délimitation et la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque d'Aires d'Alimentation de Captages à transferts mixtes, Convention cadre ONEMA-Irstea: 53 pp.

Cheviron, B., N. Carluer, R. Dairon, M. Corot and F. Pinet (Soumis). "A software and framework to use the automated MACRO model for pesticide fate scenarios: application to a poorly-gauged cultivated plot." Ecological Informatics.

Cheviron, B., N. Carluer and J. Moeys (2012). "Controlling Solute Movements with Cemafor." Tutorial du logiciel CeMaFor, permettant de coupler Pest (logiciel d'analyse de sensibilité) et MACRO (modèle de simulation des transferts de pesticides dans les sols).

Corot, M. (2012). Modélisation du transfert des pesticides à l'échelle de la parcelle. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil, Université d'Avignon: 24 pp + annexes.

Dairon, R. (Soutenance en 2015). Détermination et amélioration des formalismes de modélisation du transfert des pesticides dans des contextes agro-pédo-climatiques variés., Université Claude Bernard. Lyon I.

Dairon, R., B. Cheviron, C. Lauvernet and N. Carluer (En préparation). "Contribution of global sensitivity analysis and long term validation to pesticide fate modelling: a case study in tiled drain field with MACRO model." Journal of environmental quality.

Dairon, R., J. Tournebize, B. Réal, A. Dutertre and N. Carluer (soumis). "Synthesis of a long term monitoring of nitrate and pesticide fates in a French subsurface drained experimental plots." Journal of Environmental Quality.

Devillers, J., R. Farret, P. Girardin, J. L. Rivière and G. Soulas (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier.

Doyen, J. (2010). Validation de l'outil d'aide à la décision SACADEAU sur la qualité de l'eau et les pratiques agricoles. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (35). Strasbourg, Rapport de TFE. Engées: 72 pp + annexes.

- Durand, C. (2014). Modélisation du transfert de pesticides à l'échelle de la parcelle. Application au bassin versant de la Mocille (Nord Beaujolais, 69) et analyse de sensibilité du modèle, Mémoire de fin d'études de l'Engees: 82 pp.
- Fabre, M. F. (2010). Estimation et spatialisation des propriétés physiques des sols du bassin de la Fontaine du Theil, Irstea: 47 pp.
- Frésard, F. (2010). 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 pp.
- Gascuel-Oudou, C., P. Arousseau, M.-O. Cordier, P. Durand, F. Garcia, V. Masson, J. Salmon-Monviola, F. Tortrat and R. Trepos (2009). "A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water." Environmental Modelling and Software **24**: 1433-1446.
- Giraud, R. (2009). 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. , Université de Rennes 1 -: 32.
- Gouy, V. (2001). Diagnostic des circulations superficielles de l'eau sur un petit bassin versant du Haut-Beaujolais, Cemagref - CA69. Projet "Beaujolais".
- Jarvis, N. J. (1994). The MACRO model (Version 3.1): Technical description and sample simulations., Reports and Dissertations 19. Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 51 pp.
- Jarvis, N. J. and M. Larsbo (2012). "MACRO (V5.2): Model use, calibration, and validation." Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers **55**(4): 1413-1423.
- Jarvis, N. J., M. Stahli, L. Bergstrom and H. Johnsson (1994). Simulation of dichlorprop and bentazon leaching in soils of contrasting texture, using the MACRO model. J. Environ. Sci. health. **A29**: 1255-1277.
- Kraft, P. (2012). A hydrological programming language extension for integrated catchment models, Justus-Liebig-Universität Giessen.
- Kraft, P., S. Multsch, K. B. Vache, H. G. Fredel and L. Breuer (2010). "Using Python as a coupling platform for integrated catchment models." Advances in Geosciences **27, 51–56**: 51-56.
- Lacour, L. (2010). Caractérisation des modes de conduite pour le contrôle des adventices sur un petit bassin versant viticole, 4ème année de l'Institut National d'Horticulture et de Paysage (INHP) à Angers. Agrocampus Ouest.: 22 pp.
- Lagacherie, P., M. Rabotin, F. Colin, R. Moussa and M. Voltz (2010). "Geo-MHYDAS: a landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas." Computer and Geosciences **36**: 1021-1032.
- Larsbo, M. and N. J. Jarvis (2003). MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Emergo. Studies in the Biogeophysical Environment. S. U. o. A. S. D. o. S. Sciences: 49 pp.
- Larsson, M. H. and N. J. Jarvis (1999). "Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil." Journal of Hydrology **15**(1-4): 153-171.
- Loague, K. (1992). Impact of overland flow plane characterization on event simulations with a quasi-physically based rainfall-runoff model. Water resources research. **28**: 2541-2545.
- Magdelénat, C. (2009). Mise au point d'un indicateur de risque de contamination des eaux de surface par les pesticides, à l'échelle du petit bassin versant, Engees. Cemagref: 96 pp.
- Maillet-Mezeray, J., B. Réal, J. Thierry, N. Marquet, C. Guyot, J. J. Gril, V. Gouy and N. Carlier (2010). Bassin versant de la Fontaine du Theil. Produire et reconquérir la qualité de l'eau : une démarche active et concertée., ARVALIS-Institut du Végétal / UIPP 40 pp.

Margoum, C. (2003). Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique., Université Joseph Fourier. Grenoble I.

Margoum, C., C. Mallessard and V. Gouy (2006). "Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design." Chemosphere **63**(11): 1835-1841.

Miralles, A., F. Pinet, N. Carluer, F. Vernier, S. Bimonte, C. Lauvernet and V. Gouy (2011). EIS pesticide: an information system for data and knowledge capitalization and analysis. Euraqua-PEER Scientific Conference, Montpellier, FRA, 26/10/2011, Montpellier, 26-28/10/2011.

Miralles, A., F. Pinet, N. Carluer, F. Vernier, S. Bimonte, C. Lauvernet and V. Gouy (2013). SIE Pesticides. Un Système d'Information Environnemental sur les Pesticides pour la réduction de l'impact sur l'environnement des produits phytosanitaires, Irstea: 9 pp.

Montagne, S. (1998). Diagnostic agropédologique. Bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. 28 p., Chambre d'Agriculture d'Ille-et-Villaine.: 28.

Moussa, R., M. Voltz and P. Andrieux (2002). "Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events." Hydrological Processes **16**: 393-412.

Patissier, A. (2011). Caractérisation des pratiques phytosanitaires en Beaujolais viticole de coteaux. , Master Agrosiences, Gestion de la Qualité des Productions Végétales, Parcours Phytoprotection 2ème année, Université d'Avignon: 54 pp.

Payraudeau, S., P. Junker, G. Imfeld and C. Gregoire (2009). Characterizing hydrological connectivity to identify critical source areas for pesticides losses. 18th World Imacs Congress and Modsim09 International Congress on Modelling and Simulation: Interfacing Modelling and Simulation with Mathematical and Computational Sciences. R. S. B. R. D. N. L. T. H. Anderssen: 1879-1885.

Randriambolohasinirina, P. (2012). Caractérisation de la dissipation des pesticides dans les sols d'un bassin versant viticole du Beaujolais, UPMC. AgroParisTech: 42 pp.

Tortrat, F. (2005). Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles, ENSAR - CAREN.

Van Den Bogaert, R. (2011). Typologie des sols du bassin versant de la Morcille, caractérisation de leurs propriétés hydrauliques et test de fonctions de pédotransfert, UPMC. AgroParisTech: 55 pp.

Van Genuchten, M. T. (1980). "A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils." Soil Science Society of America Journal **44**: 892-898.

Van Genuchten, M. T., F. J. Leij and S. R. Yates (1991). The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0, EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

Annexe 1 : Paramètres utilisés par MACRO pour les sols de la Fontaine du Theil

Paramètres hydrodynamiques

G1 : Profil La/S/C versant : sol brun cultivé de versant

Paramètres de granulométrie et structure

Horizon:	Clay %	Silt %	Sand %	pH	Bulk dens.	Org. C %	Thickness	Texture	Structure	Strength	Shape
Ap	16.38	64.24	19.38	6.85	1.22	0.69	30	silt loam	fine	weak	blocky
B	14.71	58.36	26.93	6.55	1.3	0.83	30	silt loam	medium	moderate	blocky
C	8.7	65	26.3	6.45	1.6	0.09	60	silt loam	coarse	weak	prismatic

Paramètres hydrodynamiques

Horizon	Upper	Lower	TPORV	XMPOR	vWLT	RESID	GAMMA	CTEN	N	KSATMIN
Ap	0	30.00	52.43	47.70	10.61	0	1.22	10.00	1.270	75.28
B	30.00	60.00	49.53	45.87	11.58	0	1.3	10.00	1.239	101.76
C	60.00	120.00	39.08	37.63	7.18	0	1.6	10.00	1.321	5.80

KSM	ZN	ZM	ZP	ZA	ASCALE	ALPHA	TRAP_AIR
7.8317E-01		4	0.5	0	1	5	0.019249
1.0914E+00		4	0.5	0	1	20	0.024149
1.2970E+00		4	0.5	0	1	50	0.012072

G2 : Profil A/E/Bt versant : sol brun non cultivé lessivé de versant

Paramètres de granulométrie et structure

Horizon:	Clay %	Silt %	Sand %	pH	Bulk dens.	Org. C %	Thickness	Texture	Structure	Strength	Shape
Ap	14.99	62.67	22.34	6.2	1.47	1.21	25	silt loam	medium	moderate	blocky
E	14.9	66	19.1	7.13	1.4	0.08	30	silt loam	medium	moderate	blocky
B	16.48	69.03	14.49	6.24	1.6	0.09	65	silt loam	coarse	weak	prismatic

Paramètres hydrodynamiques

Horizon	Upper	Lower	TPORV	XMPOR	vWLT	RESID	GAMMA	CTEN	N	KSATMIN
Ap	0	25.00	43.33	40.13	11.04	0	1.47	10.00	1.239	50.63
E	25.00	55.00	46.20	43.58	10.01	0	1.4	10.00	1.266	61.98
B	55.00	120.00	39.08	38.08	12.29	0	1.6	10.00	1.222	1.36

KSM	ZN	ZM	ZP	ZA	ASCALE	ALPHA	TRAP_AIR
9.1361E-01		4	0.5	0	1	20	0.016122
8.1345E-01		4	0.5	0	1	20	0.01842
6.5224E-01		4	0.5	0	1	50	0.011406

G3 : Profil La/S/C bas fond : sol brun hydromorphe cultivé labouré de bas fond

Paramètres de granulométrie et structure

Horizon:	Clay %	Silt %	Sand %	pH	Bulk dens.	Org. C %	Thickness	Texture	Structure	Strength	Shape
Ap	16.38	64.24	19.38	6.84	1.22	0.69	25	silt loam	fine	weak	blocky
B	14.35	64.1	21.55	6.4	1.4	0.64	60	silt loam	medium	moderate	blocky
C	8.7	65	26.3	6.45	1.6	0.09	30	silt loam	coarse	weak	prismatic

Paramètres hydrodynamiques

Horizon	Upper	Lower	TPORV	XMPOR	vWLT	RESID	GAMMA	CTEN	N	KSATMIN
Ap	0	25.00	52.43	47.70	10.61	0	1.22	10.00	1.270	75.28
B	25.00	85.00	46.02	43.28	10.89	0	1.4	10.00	1.248	60.99
C	85.00	115.00	39.08	37.63	7.18	0	1.6	10.00	1.321	5.80

Horizon	Upper	Lower	KSM	ZN	ZM	ZP	ZA	ASCALE	ALPHA	TRAP_AIR
Ap	0	25.00	7.8317E-01	4	0.5	0	1	5	0.019249	0
E	25.00	85.00	9.0617E-01	4	0.5	0	1	20	0.018992	0
B	85.00	115.00	1.2970E+00	4	0.5	0	1	50	0.012072	0

Paramètres concernant le comportement des matières actives

	Ioxynil	Sulcotrione	Atrazine	Diméthénamid	Isoproturon	Diflufénicanil
DT 50 (au champ)	5	3,6	29	13	23	315
Koc (cm ³ /g)	303	36	174	69	122	1996
1/n	0,92	0,839	1,07	0,961	0,8	0.905

Tableau 8 : Valeurs de dégradation et d'adsorption des substances modélisées. Source : PPDB

Sol brun cultivé de versant. **G1** La/S/C

	Zkd	Freundlich	DEG(MIL/MAL/MIS/MAS)	
Ioxynil Lav/Sv/Cv	Lav	2.0907	0.92	0.2
	Sv	2.5149	0.92	0.1
	Cv	0.2727	0.92	0.04
Sulcotrione Lav/Sv/Cv	Lav	0.2484	0.839	0.28
	Sv	0.2988	0.839	0.17
	Cv	0.0324	0.839	0.056
Atrazine Lav/Sv/Cv	Lav	1.2006	1.07	0.034
	Sv	1.4442	1.07	0.017
	Cv	0.1566	1.07	0.0068
Diméthénamide Lav/Sv/Cv	Lav	0.4761	0.961	0.077
	Sv	0.5727	0.961	0.0385
	Cv	0.0621	0.961	0.0046
Isoproturon Lav/Sv/Cv	Lav	0.8418	0.8	0.043
	Sv	1.0126	0.8	0.0215
	Cv	0.1098	0.8	0.0086
Diflufénical Lav/Sv/Cv	Lav	13.77	0.905	3.1746E-03
	Sv	16.57	0.905	1.5873E-03
	Cv	1.80	0.905	6.3492E-04

G2 : Profil A/E/Bt versant : sol brun non cultivé lessivé de versant

	Zkd	Freundlich	DEG(MIL/MAL/MIS/MAS)	
Ioxynil A/E/Bt	Lav	3.6663	0.92	0.2
	Sv	0.2424	0.92	0.1166
	Cv	0.2727	0.92	0.0492
Sulcotrione A/E/Bt	Lav	0.4356	0.839	0.28
	Sv	0.0288	0.839	0.1633
	Cv	0.0324	0.839	0.0689
Atrazine A/E/Bt	Lav	2.1054	1.07	0.034
	Sv	0.1392	1.07	0.01983
	Cv	0.1566	1.07	0.0084
Diméthénamide A/E/Bt	Lav	0.8349	0.961	0.077
	Sv	0.0552	0.961	0.045
	Cv	0.0621	0.961	0.0189

Isoproturon A/E/Bt	Lav	1.4762	0.8	0.043
	Sv	0.0976	0.8	0.0251
	Cv	0.1098	0.8	0.0106
Diflufenical A/E/Bt	Lav	24.1516	0.905	3.1746E-03
	Sv	1.5968	0.905	1.851E-03
	Cv	1.80	0.905	7.8129E-04

G3 : Profil La/S/C bas fond : sol brun hydromorphe cultivé de bas fond

		Zkd	Freundlich	DEG(MIL/MAL/MIS/MAS)
loxynil Labf/Sbf/Cbf	Lav	2.0907	0.92	0.2
	Sv	1.9392	0.92	0.1
	Cv	0.2727	0.92	0.03
Sulcotrione Labf/Sbf/Cbf	Lav	0.2484	0.839	0.28
	Sv	0.2304	0.839	0.14
	Cv	0.0324	0.839	0.042
Atrazine Labf/Sbf/Cbf	Lav	1.2006	1.07	0.034
	Sv	1.1136	1.07	0.017
	Cv	0.1566	1.07	0.0051
Diméthenamide Labf/Sbf/Cbf	Lav	0.4761	0.961	0.077
	Sv	0.4416	0.961	0.0385
	Cv	0.0621	0.961	0.01155
Isoproturon Labf/Sbf/Cbf	Lav	0.8418	0.8	0.043
	Sv	0.7808	0.8	0.0215
	Cv	0.1098	0.8	0.00645
Diflufenical Labf/Sbf/Cbf	Lav	13.77	0.905	3.1746E-03
	Sv	12.77	0.905	1.5873E-03
	Cv	1.7964	0.905	4.761E-04

Annexe 2. Caractéristiques du drainage virtuel sur le bassin de la Morcille

		Paramètres issus des mesures		Paramètres issus des ftp Footprint		Paramètres issus des ftp MACRO	
Pente %	BGRAD	prof drain	écartement drain	prof drain	écartement drain	prof drain	écartement drain
	UTS1						
7	1.30E-05	0.7	101.1	0.7	133.8	0.7	91.0
21	1.30E-05	0.7	57.6	0.7	76.2	0.7	52.0
25	1.30E-05	0.7	57.7	0.7	48.6	0.7	33.0
	UTS2						
7	1.30E-05	0.45	86	0.45	143.7	0.45	82
21	1.30E-05	0.45	48.8	0.45	81.5	0.45	46.5
50	1.30E-05	0.45	30.85	0.45	51.6	0.45	29.4
	UCS2						
7	1.30E-05	1	98.8	1	93.8	1	99.5
21	1.30E-05	1	56.7	1	53.9	1	57.1
50	1.30E-05	1	36.5	1	34.6	1	36.7
	UTS3						
7	1.30E-05	1	121.5	1	120.3	1	122
21	1.30E-05	1	69.6	1	69	1	70
50	1.30E-05	1	44.7	1	44.3	1	45
	UTS4						
7	1.30E-05	1	124.2	1	114.3	1	108.2
21	1.30E-05	1	71.2	1	65.6	1	62
50	1.30E-05	1	45.6	1	42.2	1	39.8

Annexe 3. Modèles du système d'information environnemental SIE-Pesticides

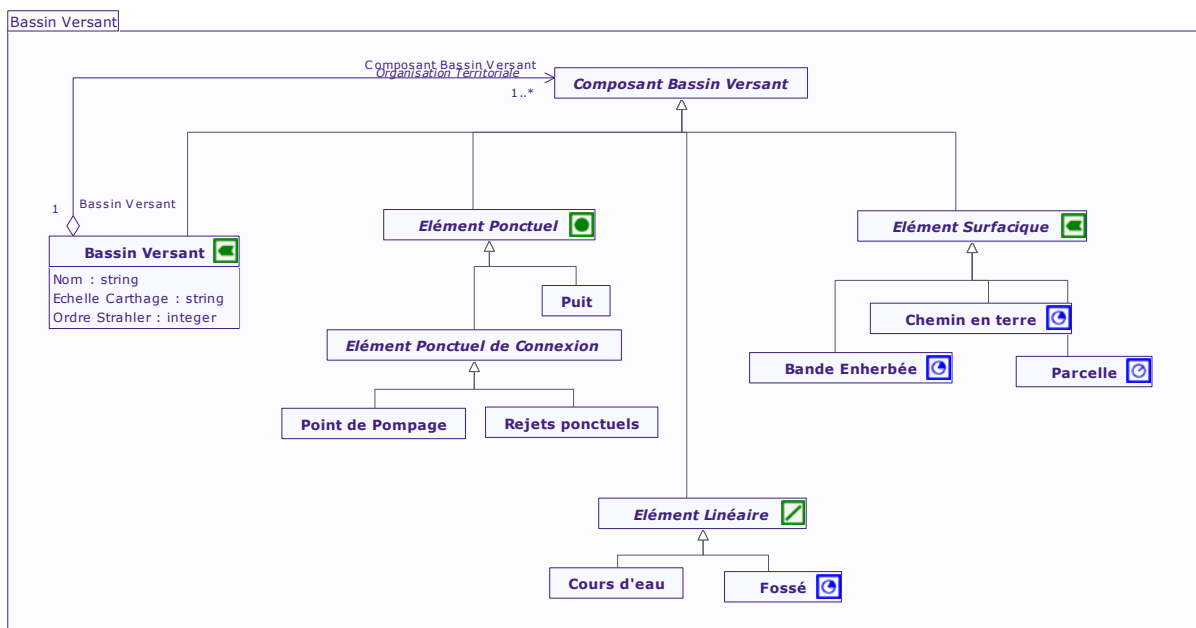


Figure 30 : Extrait du modèle SIE-Pesticides

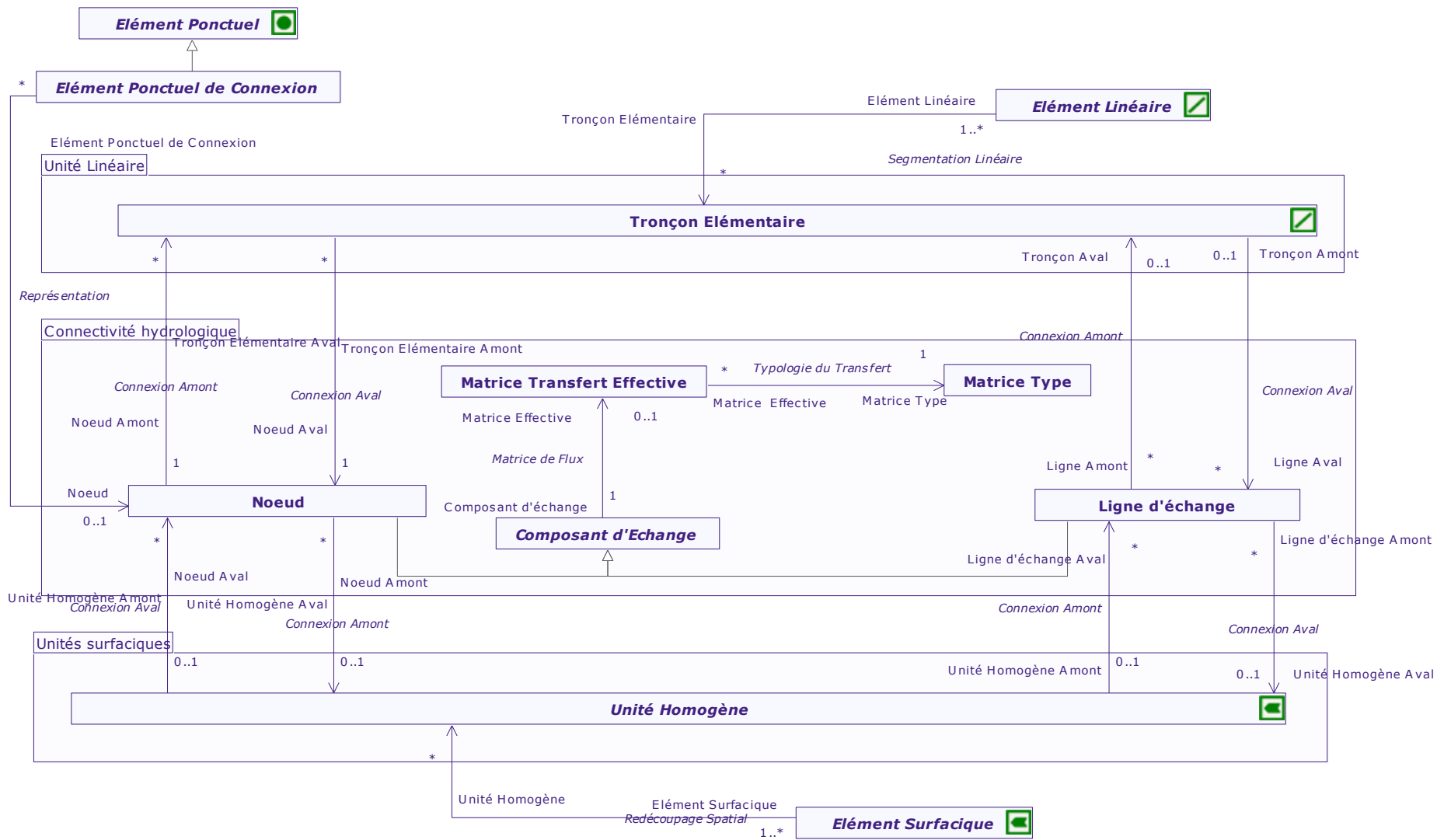


Figure 31 : Modèle de connectivité

Annexe 4. Paramètres utilisés pour la mise en œuvre de CMF sur la Fontaine du Theil

Simulation du 01.09.1999 au 31.08.2001 23:00

Pas de temps : 1:00:00

Nombre de pas : 17543

Nombre de couches en subsurface proche : 9.0

Nombre de couches en subsurface proche qui reçoivent des résultats de Macro : 4

Nombre de couches en subsurface profonde : 61.0

PROPRIETES DE SOL G1

Ksat Subsurface proche : 2.4

Alpha Subsurface proche : 0.241

N Subsurface proche : 1.239

Phi Subsurface proche : 0.4953

Ksat Subsurface profonde : 0.139

Alpha Subsurface profonde : 0.012

N Subsurface profonde : 1.321

Phi Subsurface profonde : 0.3908

Sat depth : 4

PROPRIETES DE SOL G2

Ksat Subsurface proche : 1.49

Alpha Subsurface proche : 0.184

N Subsurface proche : 1.266

Phi Subsurface proche : 0.462

Ksat Subsurface profonde : 0.139

Alpha Subsurface profonde : 0.012

N Subsurface profonde : 1.321

Phi Subsurface profonde : 0.3908

Sat depth : 4



PROPRIETES DE SOL G3

Ksat Subsurface proche : 1.46

Alpha Subsurface proche : 0.019

N Subsurface proche : 1.248

Phi Subsurface proche : 0.45

Ksat Subsurface profonde : 0.139

Alpha Subsurface profonde : 0.012

N Subsurface profonde : 1.321

Phi Subsurface profonde : 0.3908

Sat depth : 3

Annexe 5. Analyse des résultats de simulation CMF sur la Fontaine du Theil via un entrepôt de données

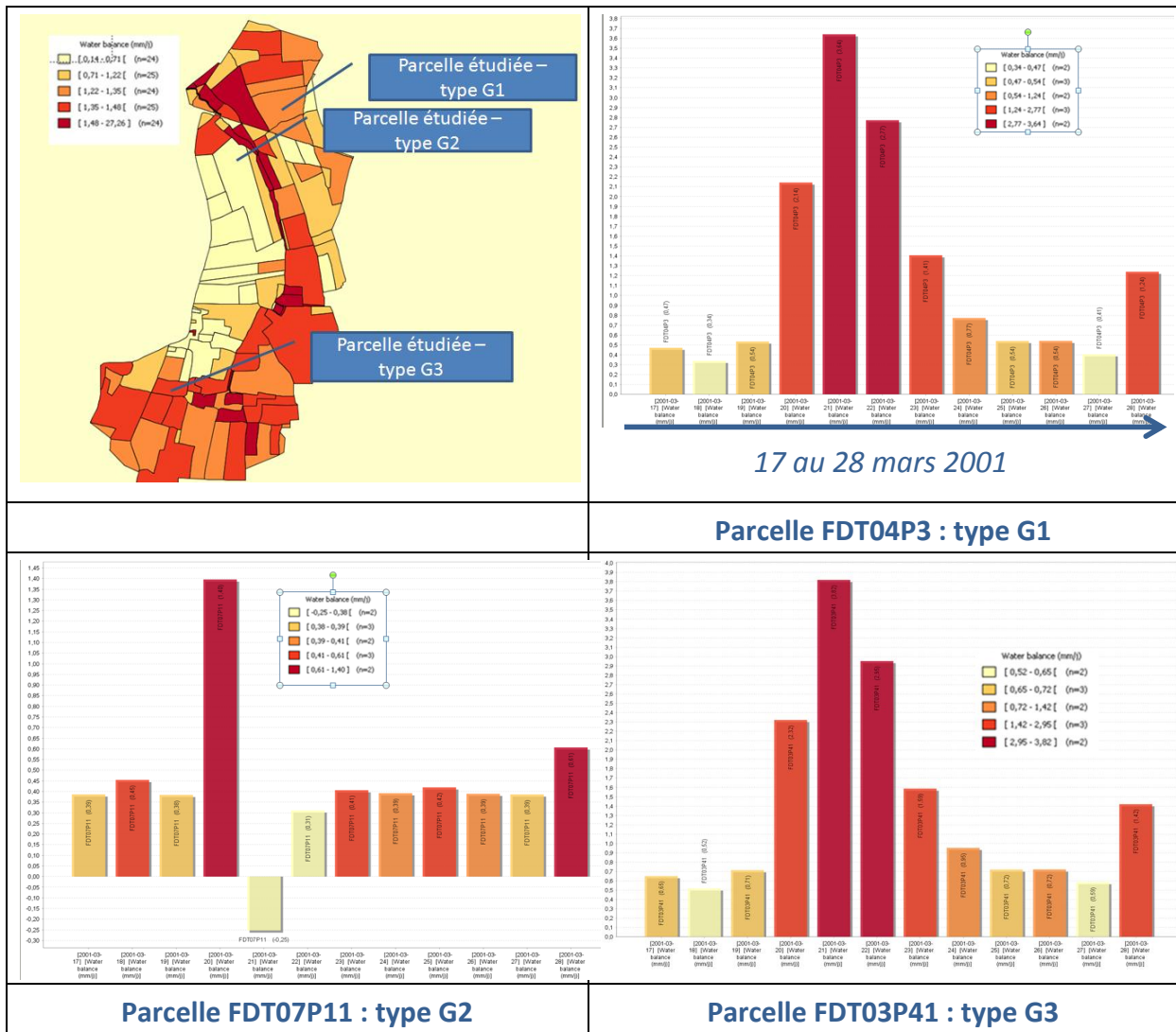


Figure 32 : Bilan en eau journalier de parcelles de type G1, G2 et G3 entre les 17 et 28 mars 2001, en mm de lame d'eau

On remarque que le bilan en eau devient parfois négatif sur la parcelle de type G2 : dans ce cas, le flux d'eau entrant sur la parcelle est supérieur au flux sortant.

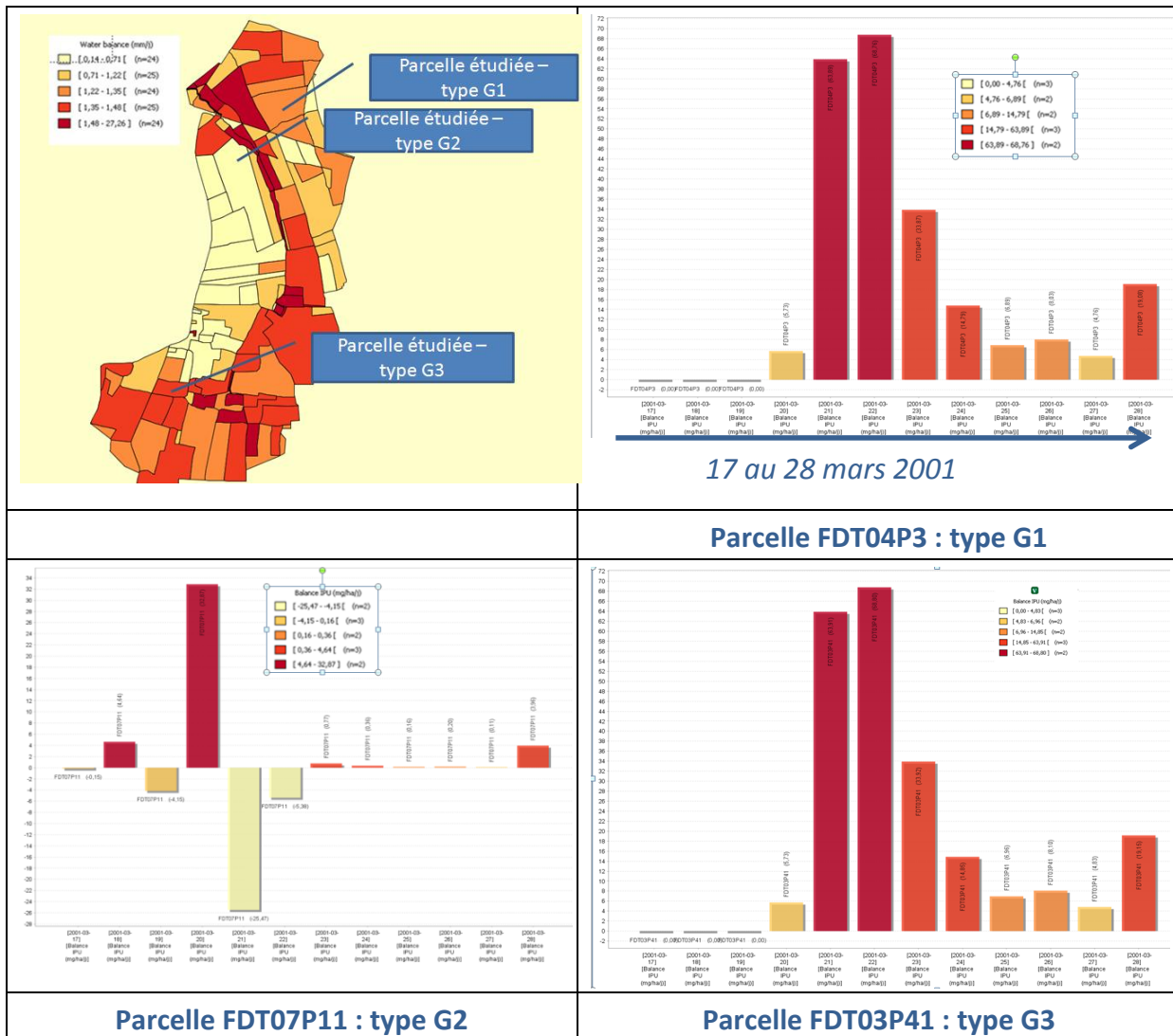


Figure 33 : Bilan en isoproturon journalier de parcelles de type G1, G2 et G3 entre les 17 et 28 mars 2001, en g/ha