



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)

F. Branger

► To cite this version:

F. Branger. 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). Sciences de l'environnement. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier Grenoble, 2007. Français. NNT : . tel-02589026

HAL Id: tel-02589026

<https://hal.inrae.fr/tel-02589026>

Submitted on 15 May 2020

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

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

UNIVERSITE JOSEPH FOURIER

N ° attribué par la bibliothèque

/ / / / / / / / / / / /

THESE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ JOSEPH FOURIER

Spécialité : *Océan, Atmosphère, Hydrologie*

préparée au sein de l'Unité de Recherche

Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions du Cemagref de Lyon

dans le cadre de l'Ecole Doctorale « *Terre, Univers, Environnement* »

présentée et soutenue publiquement par

Flora BRANGER

le 28 février 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).

Directeur de thèse :

Michel VAUCLIN (LTHE, UMR 5564, CNRS-INPG-IRD-UJF, Grenoble)

JURY

M. Eric BLAYO	Prof. U. J. F., Grenoble	Président
M. Patrick DURAND	Ch. de Recherche INRA, Rennes	Rapporteur
M. Pierre RIBSTEIN	Prof. U.P.M.C., Paris	Rapporteur
M. Michel VAUCLIN	Dir. de Recherche CNRS, Grenoble	Directeur de thèse
Mme. Nadia CARLUER	Ing.-chercheur Cemagref, Lyon	Examineur
M. Samuel DEBIONNE	Ing. Hydrowide, Grenoble	Invité

Remerciements

De nombreuses personnes ont contribué à l'accomplissement de ce travail, et je tiens à les remercier ici pour ce qu'elles m'ont apporté.

En tout premier lieu, j'adresse mes remerciements à mon directeur de thèse, Michel Vauclin, pour la confiance qu'il m'a accordée et parce que j'ai toujours pu compter sur son appui, aux moments où il le fallait, malgré la distance géographique séparant nos laboratoires et son emploi du temps surchargé. A Lyon, Nadia Carlier, à QELY, et Isabelle Braud, à HHLY, ont assuré l'encadrement au quotidien de mon travail. Je les remercie pour avoir guidé mes pas pendant ces trois années, avec une disponibilité sans faille. Isabelle, par son investissement dans le projet LIQUID, a réussi à déplacer des montagnes et a largement permis le bon déroulement de cette thèse.

Pierre Viallet et Samuel Debionne, de la société Hydrowide, ont également joué un rôle très important, ne serait-ce que parce que LIQUID n'aurait pas existé sans eux, et je leur en suis infiniment reconnaissante. Merci également à Samuel pour sa participation au jury de thèse. Je reste persuadée que c'est parce que nous, hydrologues, nous sommes intéressés à l'informatique et aux questions d'architecture logicielle, et que eux, informaticiens, ont investi le champ de l'hydrologie, que le dialogue a pu être aussi fructueux. Je ne peux que souhaiter que notre collaboration soit encore longue et aussi riche qu'elle a pu l'être pendant ces trois années de thèse.

Je remercie les membres de mon comité de pilotage, Florence Le Ber, Guy Fayet et Claude Millier, pour l'attention qu'ils ont portée à mon travail et leurs conseils.

Je remercie enfin les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer mon travail : Eric Blayo, président du jury, ainsi que Patrick Durand et Pierre Ribstein, rapporteurs, pour leur relecture attentive de mon mémoire et la pertinence de leurs remarques.

Tout au long de la thèse, j'ai pu bénéficier de l'appui et des conseils de Jean-Joël Gril, Véronique Gouy, Christelle Margoum pour l'équipe « Pollutions Diffuses » de QELY, de Jean-Michel Grésillon, Denis Barbet, Jean-Baptiste Faure et Bernard Chastan pour l'UR HHLY, et de Julien Tournebize et Cyril Kao pour l'UR HBAN. Je les remercie ici sincèrement. Je remercie également Julie Maillet-Mezeray et Joël Thierry d'Arvalis, ainsi que Thierry Bioteau et Paul Bordenave du Cemagref de

Rennes pour les données et leur connaissance du bassin versant de la Fontaine du Theil.

J'adresse aussi un merci tout particulier à Caroline Spatola et Donatien de Sesmaisons, dont les travaux de stage, respectivement sur le système d'informations géographiques du bassin de la Fontaine du Theil et sur la validation des modules de drainage, ont constitué un apport capital à ma thèse.

Je n'oublie pas non plus Pascal Boistard, qui m'a accueillie dans son unité et a fait en sorte que ma thèse se déroule dans les meilleures conditions possibles, aidé en cela par Chantal Joubert et Noëlle Morand, d'une efficacité sans faille pour les questions logistiques. Merci également successivement à Bruno Biedermann, Philippe Guillemard et Olivier Smedts pour le service informatique.

Enfin, je tiens à remercier la joyeuse bande du Cemagref de Lyon, pour tous les bons moments plus ou moins studieux passés ensemble : Adeline, Anne-Laure, Arnaud, Aurélie, Benjamin, Benoît, Céline, Delphine, Elodie, Emmanuelle, Eric, Fabien, Guillaume, Jean-Guillaume, Jean-Marie, Judicaël, Kamal, Karine, Magali, Maria-Helena, Mathieu, Noémie, Olivier, Raouf, Sandhya, Sophie, Taha... J'adresse une mention toute particulière à Anne-Laure, Elodie, Eric, Kamal, Magali et Sandhya pour la préparation du pot réunionnais mémorable qui a suivi la soutenance.

Je terminerai par un mot pour mon entourage familial (au sens large) qui m'a toujours soutenue, et en particulier pour Jérôme que je remercie de sa présence constante.

Résumé

Le projet général dans lequel s'inscrit ce travail vise à développer un outil de modélisation permettant de mieux comprendre et quantifier la circulation de l'eau et de produits phytosanitaires à l'échelle de petits bassins versants ruraux, en prenant notamment en compte l'influence d'aménagements hydro-agricoles ou paysagers (tels que le drainage agricole par tuyaux enterrés, les fossés, le réseau bocager ou les bandes enherbées) sur la qualité de l'eau.

En s'appuyant sur le cas d'étude du bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille et Vilaine), on a mis en œuvre une démarche de modélisation hydrologique distribuée fondée sur la représentation des différents aménagements sous forme de modules autonomes et connectés entre eux selon leur positionnement dans l'espace, en s'appuyant sur la plate-forme de modélisation environnementale LIQUID. On a ainsi construit et testé à l'échelle locale deux modules spécifiques représentant de manière simplifiée : le fonctionnement d'une parcelle drainée, incluant les transferts de pesticides, ainsi que le fonctionnement hydrodynamique d'une haie bocagère. On les a ensuite couplés de façon très simple à des modules existant par ailleurs dans LIQUID pour obtenir un modèle hydrologique distribué, qui a été appliqué sur une partie du bassin versant de la Fontaine du Theil (sans solutés).

Les résultats sont pour l'instant très sommaires mais montrent un bon fonctionnement du couplage entre ces différents modules et apportent de premiers éléments qualitatifs de validation sur le comportement des haies vis-à-vis des flux souterrains. Ils sont encourageants quant à la possibilité, à travers cette approche, de représenter les interactions entre processus dominants et ainsi de faire progresser la connaissance sur les voies de contamination majeures à l'échelle du bassin. La plate-forme LIQUID, en permettant de construire des modules de conceptions différentes et de les faire communiquer dans un même modèle de façon cohérente et conforme à la physique, se révèle bien adaptée.

Abstract

The present work aims at developing a modelling tool for understanding water and pesticide circulation at the scale of small rural catchments and the influence of agricultural/landscape management practices such as subsurface drainage, ditches, hedgerows or grassed strips on water quality.

We therefore designed a distributed hydrological model as a collection of interconnected field-scale modules, using a modelling framework called LIQUID. Two “landscape management” local scale modules were implemented within LIQUID and tested : one for agricultural subsurface drainage, and one for hedgerows. These modules were then coupled through LIQUID with already existing modules to obtain a partial catchment-scale model, which was applied to the case study of the Fontaine du Theil experimental catchment.

The results, though preliminary, are encouraging : the spatial coupling behaves as expected and allows first qualitative interpretations, showing that the modelling choices were appropriate. Particularly, the use of the LIQUID modelling framework appears relevant.

Table des matières

1	Introduction	3
1.1	Contexte général : la pollution par les pesticides	3
1.2	Contexte scientifique	4
1.2.1	Rôle spécifique des aménagements hydro-agricoles	4
1.2.2	Cas du bassin versant de la Fontaine du Theil (35)	6
1.3	Problématique	10
1.4	Objectifs et démarche du travail de thèse	10
1.5	Organisation du mémoire	12
I	Les plate-formes de modélisation	13
2	Revue bibliographique	15
2.1	Rappel des objectifs de modélisation et cahier des charges	15
2.2	Intérêt des modèles hydrologiques distribués	16
2.3	Les approches classiques	18
2.3.1	Adaptation de modèles existants	18
2.3.2	Couplage de modèles spécialisés	19
2.3.3	Conclusion	20
2.4	Les plate-formes de modélisation environnementale	21
2.4.1	Principes et propriétés	21
2.4.2	Revue des principaux projets existants	24
2.4.3	Synthèse	29
2.5	Conclusion	30
3	La plate-forme de modélisation LIQUID	31
3.1	Présentation générale	32
3.1.1	Concepts	32
3.1.2	Choix technologiques	34

3.2	Les modules dans LIQUID	35
3.2.1	Généralités	35
3.2.2	Le schéma de données et le pré-processeur	36
3.2.3	Le solveur	37
3.2.4	Architecture informatique	39
3.3	Les modèles dans LIQUID	42
3.3.1	Définition	42
3.3.2	Construction et mise en œuvre	43
3.3.3	Déroulement d'une simulation	44
3.4	Le couplage spatial	46
3.5	Conclusion et perspectives	48
 II Développement de modules d'aménagements hydro-agricoles		51
 4 Modules de parcelle drainée		55
4.1	Brefs rappels sur le fonctionnement du drainage	55
4.2	Article " <i>A conceptual modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field</i> "	57
4.2.1	Résumé étendu	57
4.2.2	Article	58
4.3	Mise en œuvre dans la plate-forme LIQUID	87
4.3.1	Le module SIDRA	87
4.3.2	Le module SIRUP	89
4.3.3	Le module SILASOL	90
4.3.4	Assemblage des trois modules : le modèle PESTDRAIN	92
4.3.5	Future intégration dans un modèle de bassin	93
4.4	Conclusion	94
 5 Module de haie		97
5.1	Etat des connaissances et approches de modélisation antérieures	97
5.1.1	Processus en jeu	97
5.1.2	Modélisation	98
5.1.3	Conclusion : choix méthodologiques	102
5.2	Principes physiques du module HEDGE	103
5.2.1	Généralités	103
5.2.2	La porosité de drainage	104
5.2.3	La porosité de rétention	105

5.2.4	Liens entre les deux porosités	108
5.3	Architecture et mise en œuvre dans la plate-forme LIQUID	108
5.3.1	Structure du solveur	108
5.3.2	Description du préprocesseur	114
5.4	Vérification du module HEDGE	115
5.4.1	Conditions et objectifs des tests	115
5.4.2	Construction du modèle TESTHEDGE	115
5.4.3	Description des tests	116
5.4.4	Analyse des résultats	117
5.5	Pistes pour les transferts de pesticides	122
5.6	Conclusion et perspectives	123
III	Assemblage d'un premier modèle hydrologique distribué	125
6	Modules utilisés pour le couplage spatial	129
6.1	Le module de sol FRER1D	129
6.1.1	Physique du module	130
6.1.2	Slots et signaux	131
6.1.3	Schéma de données	132
6.2	Le module WTI : interface de transferts latéraux saturés	133
6.2.1	Objectifs	133
6.2.2	Géométrie et calcul du flux d'interface	134
6.2.3	Structure informatique du module	135
6.2.4	Modalités de connexion	137
6.3	Mise en œuvre de WTI : tests élémentaires de couplage spatial	137
6.3.1	Description générale	137
6.3.2	Couplage entre deux parcelles FRER1D	140
6.3.3	Couplage entre une parcelle FRER1D et une haie HEDGE	142
6.3.4	Conclusions	146
6.4	Perspectives	147
7	Mise en œuvre sur le bassin de la Fontaine du Theil	149
7.1	Le modèle BVFT	149
7.2	Préparation des données et paramétrisation de BVFT	152
7.2.1	Choix d'une zone d'étude et d'une période de simulation	152
7.2.2	Traitement de la géométrie	152

7.2.3	Maillage de BVFT	157
7.2.4	Paramétrisation des propriétés du sol	159
7.2.5	Positionnement et paramétrisation des interfaces WTI	162
7.3	Stratégie de simulation	163
7.4	Résultats	165
7.4.1	Parcelle drainée	165
7.4.2	Parcelles non drainées et haies	166
7.5	Conclusion et perspectives	173
8	Conclusion générale	179
Annexes		187
A	Données disponibles sur le bassin versant de la Fontaine du Theil	187
B	Concepts de la programmation orientée objet	191
C	Le SGBDR PostgreSQL/PostGIS	195
D	Les modules INPUT, OUTPUT et FCA	197
E	Principes du modèle hydrologique distribué TNT2	199
F	Solution numérique de Ross pour le module FRER1D	201
	Bibliographie	207

Liste des tableaux

4.2	Connexions entre slots et signaux des instances de modules formant le modèle PESTDRAIN.	92
5.1	Connexions entre slots et signaux des instances de modules formant le modèle TESTHEDGE.	116
5.2	Modalités et conditions initiales des simulations effectuées par le modèle TESTHEDGE.	116
5.3	Bilans de masse.	120
6.1	Slots et signaux du module FRER1D.	131
6.2	Description synthétique du schéma de données du module FRER1D.	132
6.3	Paramètres du sol pour le test de WTI.	139
6.4	Description des différentes simulations réalisées avec TESTWTI.	139
6.5	Conditions initiales pour les différentes simulations réalisées avec TESTWTI.	140
6.6	Bilans de masse globaux des différentes simulations du modèle TESTWTI.	142
7.1	Modules et instances de ces modules mis en œuvre dans le modèle BVFT.	150
7.2	Paramétrisation des solveurs de Sidra et Sirup.	160
7.3	Paramétrisation des solveur Ross.	161
7.4	Conditions initiales pour la mise en œuvre de BVFT.	164
7.5	Bilan de masse pour les simulations avec et sans interfaces.	173

Table des figures

1.1	Localisation du bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil.	7
1.2	Aménagements hydro-agricoles présents sur le bassin versant de la Fontaine du Theil.	8
1.3	Evolution de l'occupation du sol du bassin de la Fontaine du Theil	9
2.1	Le modèle intégré GMCatch.	19
2.2	Fonctionnalités d'une plate-forme de modélisation environnementale.	22
3.1	Structure de la plate-forme de modélisation environnementale LIQUID.	32
3.2	Structure d'un module dans LIQUID.	36
3.3	Fonctionnement de la mécanique temporelle dans LIQUID.	38
3.4	Le mécanisme d'interruption.	38
3.5	Les classes d'un module LIQUID.	40
3.6	Exemple de module très simple.	41
3.7	Exemple du modèle TESTHEDGE.	43
3.8	Fonctionnement du couplage temporel : état du système à la date T1.	45
3.9	Fonctionnement du couplage temporel : état du système à la date T2.	45
3.10	Fonctionnement du couplage temporel : état du système à la date T3.	45
3.11	Exemple de configuration spatiale.	47
3.12	Un exemple d'interface.	48
4.1	Diagramme de flux de données du modèle PESTDRAIN.	87
4.2	Diagramme de classe UML du solveur du module SIDRA.	88
4.3	Diagramme de classe UML du solveur du module SIRUP.	89
4.4	Diagramme de classe UML du solveur du module SILASOL.	91
4.5	Connexions entre une parcelle drainée et les parcelles voisines.	93
5.1	Trois possibilités de représentation géométrique pour les haies.	99
5.2	Variations au cours de l'année du coefficient k_c	102
5.3	Schéma 3D de la représentation géométrique d'une haie HEDGE.	104

5.4	Schéma fonctionnel 1D du module HEDGE.	105
5.5	Calcul du flux d'infiltration entre les cellules de rétention de HEDGE.	106
5.6	Diagramme de classe UML du solveur du module HEDGE.	109
5.7	Diagramme de flux de données du module HEDGE.	110
5.8	Déroulement temporel de la méthode principale OnTimerInfiltration().	112
5.9	Communication entre les classes CInfiltration et CGroundwater.	113
5.10	Tables générées par le préprocesseur du module HEDGE.	114
5.11	Forçages climatiques pour le test 4	117
5.12	Résultats du test 1 de TESTHEDGE.	118
5.13	Résultats du test 2 de TESTHEDGE.	119
5.14	Résultats du test 3 de TESTHEDGE.	120
5.15	Résultats du test 4 de TESTHEDGE.	121
6.1	Domaine de simulation du module WTI.	134
6.2	Estimation des distances pour le calcul du flux d'interface.	135
6.3	Niveaux de nappe représentatifs et calcul du flux d'interface.	136
6.4	Schéma de données du module WTI.	136
6.5	Schéma du modèle TESTWTI.	138
6.6	Géométrie du cas d'étude (vue de dessus).	138
6.7	Résultats du test 1 (Ross2Ross).	141
6.8	Résultats du test 2 (Ross2Ross).	143
6.9	Résultats du test 3 (Ross2Hedge).	144
6.10	Résultats du test 4 (Ross2Hedge).	145
7.1	Schéma du modèle BVFT.	151
7.2	Choix de la zone d'étude sur le bassin de la Fontaine du Theil.	153
7.3	Cumuls mensuels de pluie et d'évapotranspiration.	154
7.4	Simplification des géométries du parcellaire.	155
7.5	Traitements géométriques liés à la représentation des haies comme des polygones.	156
7.6	Zone d'étude choisie après traitement géométrique.	157
7.7	Maillage de BVFT sur la zone d'étude.	158
7.8	Construction du maillage de BVFT sur la zone d'étude.	162
7.9	Pluie et évapotranspiration journalières.	163
7.10	Hauteurs de nappe initiales.	164
7.11	Résultats pour laparcelle drainée.	165
7.12	Flux d'évapotranspiration simulés.	166
7.13	Résultats pour les solveurs Ross.	168

7.14	Flux latéraux pour la parcelle Ross4.	169
7.15	Résultats pour les solveurs Hedge.	170
A.1	Modèle conceptuel de données de la base <i>Theil</i>	190
B.1	Diagramme de classe d'un écosystème lacustre.	192
D.1	Cas typique d'application du module FCA.	198
E.1	Schéma fonctionnel du modèle TNT2 reproduit d'après Beaujouan (2001).	200

Introduction

Chapitre 1

Introduction

1.1 Contexte général : la pollution par les pesticides

En France, l'activité agricole fait appel à de considérables quantités d'intrants (engrais et produits phytosanitaires, dits aussi pesticides). Les produits phytosanitaires notamment (herbicides, fongicides, insecticides) ont grandement contribué à l'amélioration des rendements et à la sécurisation de la production au cours des dernières décennies (Aubertot *et al.*, 2005). Cependant, l'usage massif qui en est fait (la France est actuellement le troisième consommateur mondial de produits phytosanitaires) n'est pas sans conséquence environnementale. Depuis plusieurs années, plusieurs études font état d'une contamination quasi-généralisée des eaux souterraines et de surface par une ou plusieurs substances (IFEN, 2002, 2004, 2006). Ainsi pour les années 2003 et 2004, on note la présence de pesticides sur 96 % des points de mesure des cours d'eau et 61 % des points de mesure des eaux souterraines (IFEN, 2006), avec des niveaux de contamination significatifs.

La maîtrise et la réduction de ces niveaux de contamination sont des enjeux importants, à la fois :

- pour la ressource en eau potable¹ ;
- pour l'équilibre des écosystèmes aquatiques.

Ces deux aspects sont identifiés au niveau européen comme des enjeux majeurs pour la définition des futures politiques de l'eau des Etats-membres. La directive-cadre sur l'eau (DCE, 2000) fixe notamment un objectif ambitieux de bonne qualité des masses d'eau (de surface et souterraines) d'ici 2015.

Dans le cas de pollutions ponctuelles liées à de mauvaises manipulations (mauvais stockage des solutions concentrées, débordements lors de la préparation, lavage des fonds de cuve sans récupé-

¹Actuellement en France, les concentrations maximales autorisées sont ainsi de 0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ pour chaque produit, et de 0.5 $\mu\text{g}/\text{L}$ pour l'ensemble des produits détectés.

ration des effluents), des actions d'information et/ou d'investissements matériels ont déjà permis de diminuer la fréquence et l'ampleur des accidents. Les pollutions diffuses, par contre, sont liées à la dissémination et au transfert vers le milieu aquatique des produits normalement épandus sur les parcelles cultivées. Afin de pouvoir proposer des solutions correctives efficaces, il faut donc *comprendre et quantifier* les processus, chimiques et hydrologiques, qui affectent ces produits dans le milieu naturel.

1.2 Contexte scientifique

1.2.1 Rôle spécifique des aménagements hydro-agricoles

L'activité humaine en milieu agricole se traduit par la création de nombreuses singularités dans la géométrie des bassins versants et dans les propriétés des sols. Ainsi, les itinéraires culturaux choisis peuvent modifier l'infiltrabilité et la rugosité des couches de surface (apparition de semelles de labour, formation de croûtes de battance sur sols nus). L'aménagement du milieu, par l'organisation des parcelles entre elles, ou encore la mise en place de routes et chemins, de haies, de talus, de réseaux de drainage enterrés, de fossés, de bandes enherbées ou boisées, interagit avec le fonctionnement hydrologique naturel du bassin versant (Hebrard *et al.*, 2006). A ce titre, il a une influence sur le partage des quantités d'eau ruisselées et infiltrées, sur les chemins de circulation d'eau dans un versant et les temps de transfert à l'échelle du bassin, en modifiant les vitesses et les parcours de l'eau. On peut donc qualifier ces aménagements hydro-agricoles de *discontinuités hydrologiques* (Voltz et Louchart, 2001).

Ces discontinuités hydrologiques peuvent ainsi constituer des barrages aux écoulements rapides suscités par des événements pluvieux intenses, ou au contraire les accélérer. Si les eaux sont fortement chargées en pesticides (pluie advenant peu après un épandage), ces singularités peuvent jouer un rôle épurateur majeur, en freinant l'écoulement et en favorisant la rétention des molécules dans le sol, ou au contraire contribuer à des pics de pollution si les molécules ne peuvent être retenues ou dégradées au cours de leur trajet.

De nombreux travaux scientifiques ont été et sont actuellement menés sur le fonctionnement spécifique de plusieurs de ces discontinuités hydrologiques vis-à-vis des transferts d'eau et de produits phytosanitaires. Ces recherches s'appuient sur des études expérimentales fines et la mise en œuvre de modèles à l'échelle locale.

On peut notamment mentionner, de façon non exhaustive, les actions de recherche suivantes :

- Etude du rôle du drainage agricole par tuyaux enterrés sur les transferts rapides de solutés.

L'accélération des flux de pesticides sous l'effet de la présence de drainage a été clairement mise en évidence expérimentalement (Flury, 1996; Klavivko *et al.*, 2001). Les travaux de recherche

menés ont permis tout d'abord de mieux caractériser l'origine des débits de pointe observés sur sols superficiels drainés (Lesaffre et Zimmer, 1988), puis de quantifier les écoulements rapides bi-dimensionnels induits par les drains (Arlot, 1999; Paris, 2004).

- Compréhension de l'influence de haies sur les bilans hydriques. On a notamment pu montrer qu'en plus de bloquer les flux de ruissellement de surface, la présence de haies induit localement un dessèchement accru du sol du fait de la transpiration de la végétation et ralentit les écoulements souterrains (Caubel *et al.*, 2003).
- Etude de l'effet épurateur de zones tampons enherbées. Patty (1997) a montré que des bandes enherbées peuvent retenir 60 à 90 % des volumes de ruissellement issus des parcelles cultivées, et réduire les flux de produits phytosanitaires de 60 à 98 %. Les travaux de Lacas (2005) ont permis de préciser les processus : l'importante rétention des pesticides observée est essentiellement due au processus d'infiltration favorisé par les caractéristiques structurales du sol enherbé (forte perméabilité) et à l'adsorption de ces pesticides infiltrés sur la matière solide. L'adsorption des produits sur le substrat de surface est par contre limitée du fait du temps de séjour très court des eaux de ruissellement.
- Caractérisation du rôle joué par les fossés sur l'hydrologie des versants. Selon le milieu et la configuration, les fossés peuvent soit fonctionner en infiltration (Marofi, 1999), soit en drainage (Adamiade, 2004; Branger, 2003). Dans le premier cas, les écoulements sont ralentis, dans le second, ils sont plutôt accélérés. De plus, on a pu mettre en évidence l'influence du substrat des fossés sur les capacités de rétention des pesticides (Margoum, 2003; Margoum *et al.*, 2003, 2006).

On dispose donc d'un certain nombre de connaissances, bien sûr toujours en cours d'amélioration, sur le fonctionnement de plusieurs types d'aménagements hydro-agricoles. Globalement, on peut dire que les principaux processus hydrologiques influant sur les transferts de produits phytosanitaires sont bien compris mais pas toujours quantifiés. Dans le cas des bandes enherbées par exemple, ces processus ont été estimés suffisamment connus pour que l'implantation des zones en herbe le long des cours d'eau soit une mesure d'éco-conditionnalité imposée au niveau européen par la politique agricole commune (Lacas *et al.*, 2005). La difficulté réside alors dans le passage à une échelle spatiale supérieure. En effet, dans un bassin versant aménagé, ces différentes discontinuités hydrologiques peuvent coexister selon une organisation spatiale complexe, comme on pourra le voir dans la partie suivante dans le cas du bassin versant de la Fontaine du Theil.

1.2.2 Synthèse à l'échelle d'un bassin versant : cas du bassin versant de la Fontaine du Theil (35)

Le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil est géré par Arvalis-Institut du Végétal². Il a été choisi comme cas d'étude du fait de sa pertinence par rapport à la problématique de la pollution par les produits phytosanitaires : il est situé dans un contexte pédo-climatique sensible et fait l'objet d'un suivi dans le cadre d'une action pluriannuelle « Pratiques agricoles durables et qualité des eaux » en partenariat avec l'Union des Industries de Protection des Plantes. Il présente l'avantage d'être riche en données expérimentales de bonne qualité, à la fois pour l'hydrologie et pour la qualité de l'eau. L'ensemble des données disponibles est recensé en annexe A. En parallèle à ce travail de thèse, ces données ont fait l'objet d'un travail de structuration et d'archivage effectué à l'occasion d'un stage de Master dont j'ai assuré l'encadrement (Spatola, 2005). Ce travail est également brièvement présenté en annexe A.

1.2.2.1 Présentation générale du bassin

Le bassin versant de la Fontaine du Theil est situé à une trentaine de kilomètres au nord de Rennes, en Ille-et-Vilaine, sur les communes de Saint-Léger-des-Prés, Marcillé-Raoul et Noyal-sous-Bazouges (voir figure 1.1). Le ruisseau de la Fontaine du Theil se jette dans la Tamoute, elle-même affluent du Couesnon, qui rejoint la Manche dans la baie du Mont Saint-Michel. Le bassin versant, d'une superficie de 128 hectares, englobe les deux premiers kilomètres du ruisseau, entre les altitudes de 87 m et 49 m NGF.

Les sols sont développés sur un substrat de schistes briovériens à faible profondeur. Ils sont homogènes, de type limono-sableux, avec une importante hydromorphie en fond de vallée, en bordure du ruisseau (Montagne, 1998; Heuclin, 1998).

Le climat est océanique tempéré, avec des pluies abondantes et réparties régulièrement tout au long de l'année. Sur la période 1998-2003, la pluviométrie annuelle moyenne est de 939 mm environ³. Le débit moyen mesuré à l'exutoire du ruisseau sur la période 1998-2003 est de 18.4 L/s, avec une moyenne de 36 L/s de novembre à février, et inférieure à 10 L/s de mai à octobre (Servier, 2004). Du fait de sa taille et de la profondeur des sols, le bassin versant est très réactif aux forçages climatiques. Il arrive que le ruisseau s'assèche à la fin de l'été : cela a notamment été observé du 28 août au 2 décembre 2003, suite à la sécheresse et aux fortes chaleurs de l'été 2003. A contrario, les pics de débit instantanés peuvent atteindre 250 L/s en cas de forts événements pluvieux.

²<http://www.arvalisinstitutduvegetal.fr/fr/>

³La station pluviométrique de Feins du réseau Météo-France, située à 10 km, fait état d'un cumul annuel moyen de 780 mm sur la période 1981-2003.

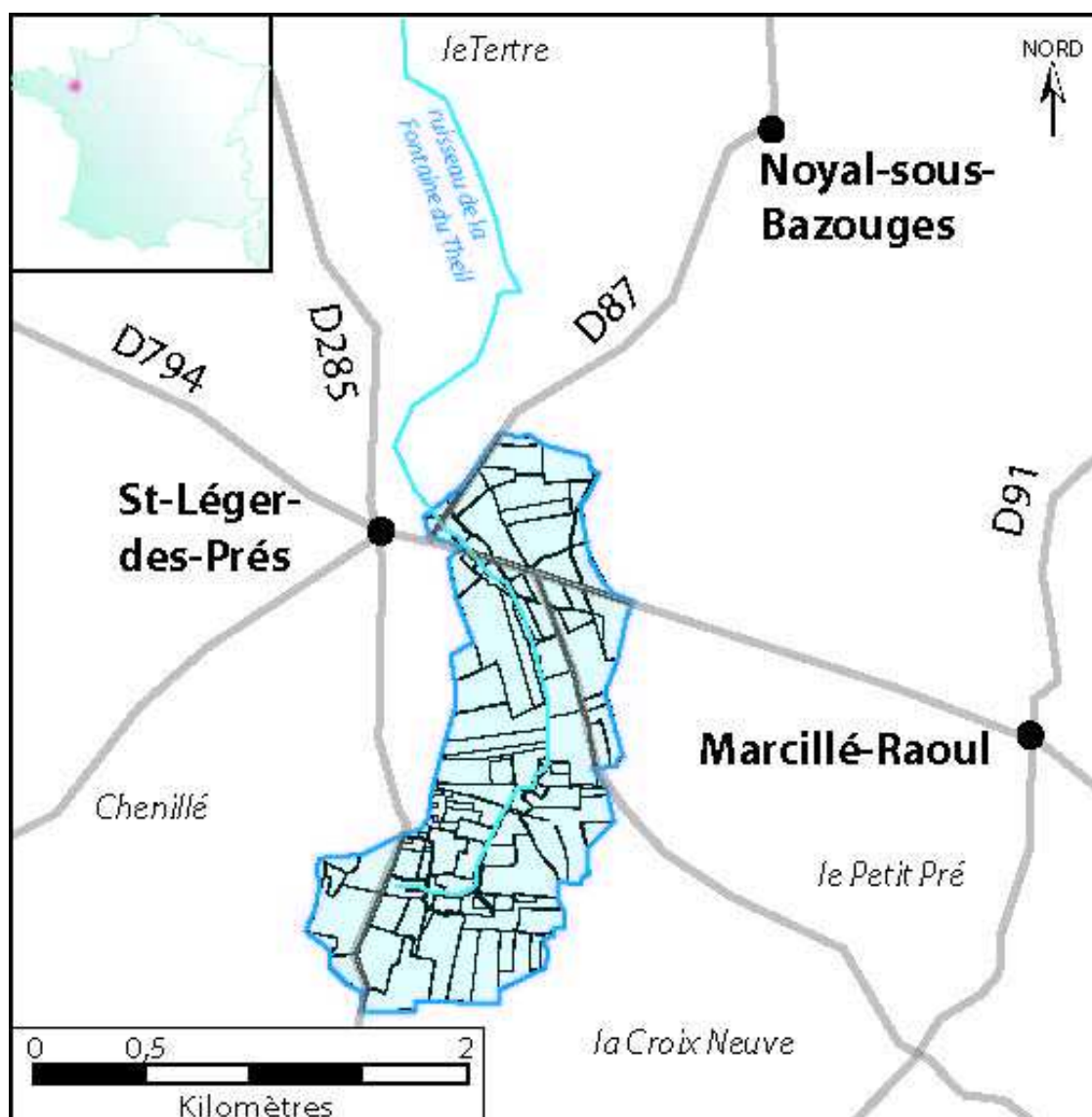


FIG. 1.1 – Localisation du bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil.

Le bassin versant de la Fontaine du Theil est à vocation exclusivement agricole. Il comporte environ 70 parcelles réparties sur une vingtaine d'exploitations orientées principalement vers l'élevage bovin laitier avec présence de céréales à paille. Les surfaces agricoles occupent plus de 90 % de la surface totale du bassin, réparties en 1998 entre 38 % de céréales à paille, 27 % de prairies et 26 % de maïs (Bibard *et al.*, 2001).

1.2.2.2 Aménagement du paysage

Le paysage est fortement marqué par l'activité agricole et la présence humaine. Tous les aménagements hydro-agricoles mentionnés dans la partie précédente sont notamment présents, comme on peut le voir sur la carte présentée figure 1.2. La principale caractéristique du bassin est de disposer

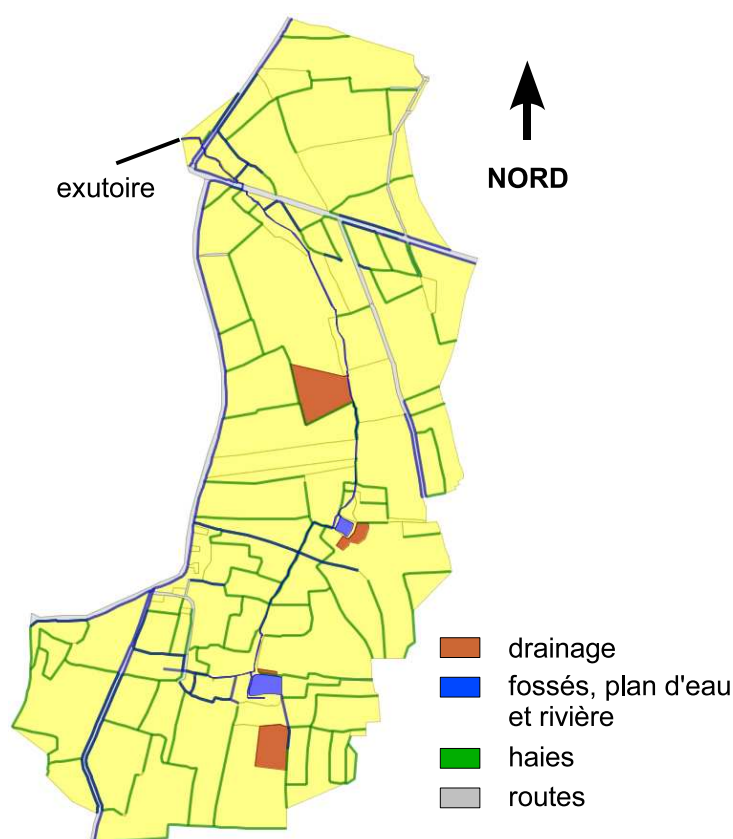


FIG. 1.2 – Aménagements hydro-agricoles présents sur le bassin versant de la Fontaine du Theil.

d'un réseau bocager (haies sur talus) encore important (linéaire cumulé de 17 km, ce qui donne une densité moyenne de haies de 132 m/ha), particulièrement dense dans les zones amont et aval du bassin. La partie intermédiaire est par contre constituée de parcelles de grande taille dans un paysage plus ouvert. Le réseau hydrographique comporte un petit réseau de fossés d'assainissement, ainsi que deux étangs artificiels. Le ruisseau a également été recalibré sur près de 75 % de son cours. Par ailleurs, cinq parcelles sont drainées artificiellement et pour certaines directement connectées à la rivière. Enfin, des bandes enherbées ont été placées le long du cours d'eau dans le cadre de l'action pluriannuelle « Pratiques agricoles durables et qualité des eaux » pilotée par Arvalis, et sont représentées sur la figure 1.3 (b).

Comme on peut le voir, la configuration spatiale de ces aménagements est complexe : les haies forment un réseau dense, aux interconnexions nombreuses, dont il est difficile de prévoir l'effet global sur l'hydrologie du bassin (en particulier pour le ruissellement de surface). Certains fossés sont connectés au réseau hydrographique et dits circulants, d'autres pas, ce qui induit aussi des impacts différents sur les transferts à l'échelle du bassin. Certains fossés circulants sont par ailleurs situés dans des zones tampons (zones humides), et il est difficile de faire la part a priori des influences respectives de chaque type d'aménagement.

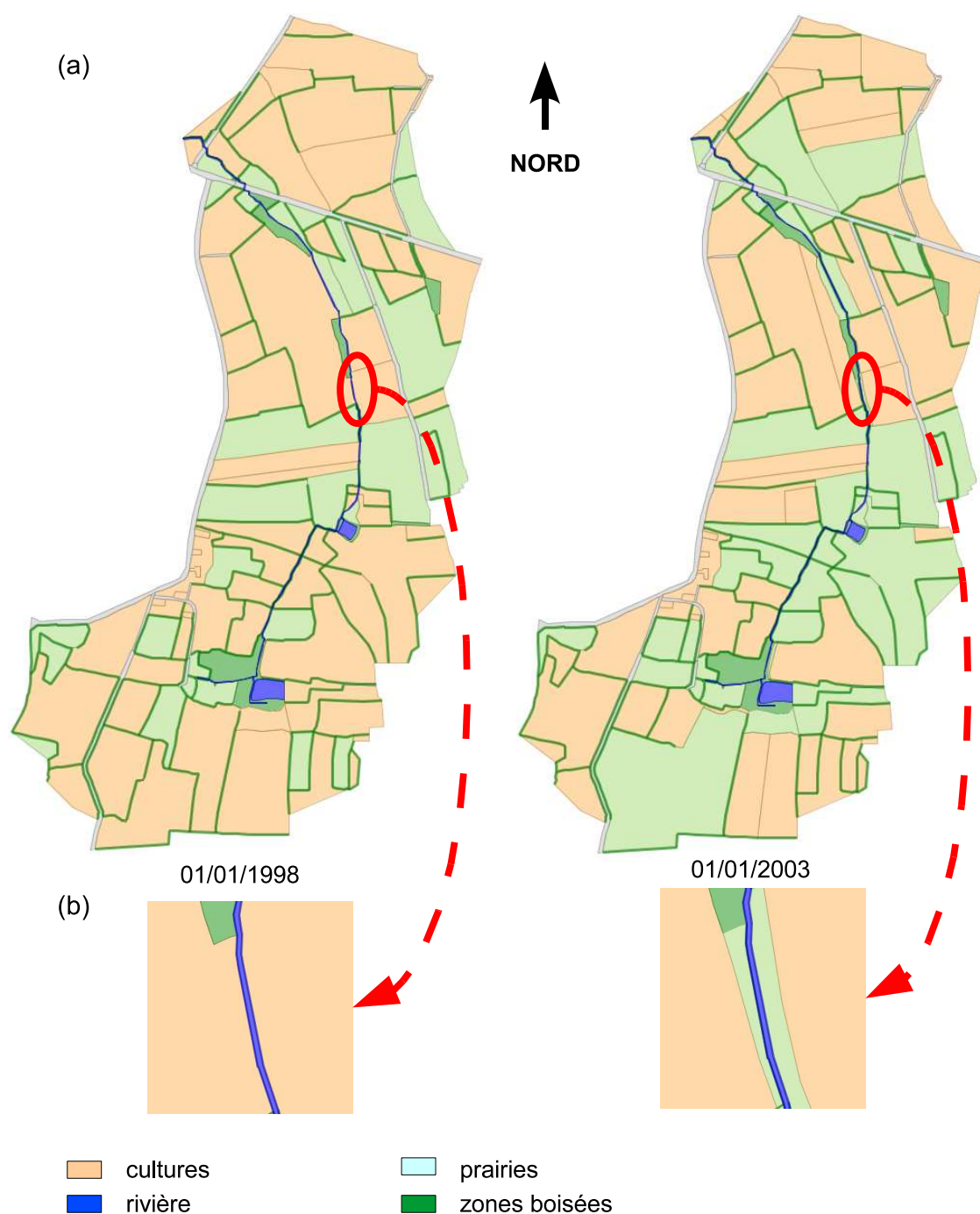


FIG. 1.3 – Occupations du sol du bassin de la Fontaine du Theil au 01/01/1998 et 01/01/2003. Les prairies, représentées en vert clair, comprennent les prairies permanentes, temporaires, et les bandes enherbées.

(a) Vue générale du bassin; (b) Détail de l'occupation du sol en bordure de rivière

La configuration spatiale de ces aménagements varie par ailleurs au fil du temps : redécoupage ou réunion de parcelles pour répondre à de nouveaux besoins des agriculteurs, arasement ou plantation de haies, installations de bandes enherbées. La figure 1.3 permet de comparer l'évolution de l'occupation du sol du bassin entre 1998 et 2003. Sur un délai somme toute assez réduit, d'import-

tantes évolutions sont à remarquer, comme par exemple l'ouverture considérable du paysage dans la partie amont du bassin du fait de l'arasement de haies et du regroupement de plusieurs parcelles, ou la quasi-généralisation de zones tampon enherbées le long du cours d'eau. Dans le premier cas, on s'attend à un risque de transferts de polluants accrus, alors que le second cas est a priori plutôt un facteur de réduction des flux.

1.3 Problématique

A la lumière de l'exemple du bassin versant de la Fontaine du Theil, on voit donc que même si l'on connaît bien les processus en jeu à l'échelle locale sur tel ou tel aménagement, la synthèse des influences de ces aménagements à l'échelle d'un bassin versant, en prenant en compte leurs positionnements dans l'espace et leurs éventuelles interactions, est problématique.

Le recours à la modélisation est dans ce cas approprié. En effet, pour la question de l'influence de l'organisation du paysage sur les transferts de produits phytosanitaires, il permettrait de :

- représenter les connaissances acquises à l'échelle locale ;
- les structurer et les intégrer ensuite à l'échelle d'un bassin versant.

Dans un tel cadre, on pourrait alors formaliser et évaluer l'impact de la présence et de la répartition spatiale de discontinuités hydrologiques dans un bassin, tester des hypothèses sur leurs interactions, et, dans un processus heuristique, faire ainsi progresser la connaissance sur les voies de contamination par les produits phytosanitaires, depuis la parcelle où ils sont appliqués jusqu'au cours d'eau. A plus long terme, cela permettrait d'effectuer des tests de scénarios et de proposer des solutions d'aménagements pour la réduction de la pollution.

La question qui se pose alors immédiatement est celle du choix d'une structure de modélisation adaptée.

Comment obtenir un modèle hydrologique de bassin versant représentant explicitement un certain nombre d'éléments du paysage considérés comme des discontinuités hydrologiques, et leur fonctionnement vis-à-vis des transferts d'eau et de produits phytosanitaires ?

1.4 Objectifs et démarche du travail de thèse

Les objectifs de ce travail de thèse étaient d'apporter de premiers éléments de réponse à cette question, en proposant une structure de modélisation appropriée, et en commençant le travail de formalisation et d'intégration de connaissances.

La démarche de modélisation a consisté à s'appuyer sur une plate-forme de modélisation environnementale : la plate-forme LIQUID. LIQUID est un outil informatique conçu et proposé par la société

d'ingénierie HYDROWIDE, qui fait l'objet d'un partenariat de co-développement avec le Cemagref et le LTHE depuis 2005. LIQUID s'appuie sur les concepts de la programmation orientée-objet et permet notamment de construire des modèles hydrologiques distribués constitués d'un ensemble de modules définis à l'échelle locale (typiquement l'échelle de la parcelle agricole) et interconnectés. Elle fournit pour cela des patrons pour le développement de nouveaux modules, des procédures de gestion des données d'entrée et de sortie (dont la connexion avec des Systèmes d'Information Géographique), une méthode de connexion des modules entre eux pour former des modèles, une bibliothèque de modules et de modèles déjà existants, ainsi qu'un système permettant la réalisation de simulations. La bibliothèque de modules et de modèles est enrichie au fil des contributions des utilisateurs de la plate-forme, sur le principe du travail collaboratif. La plate-forme LIQUID est à l'heure actuelle encore en développement ; le panel de modules disponibles est pour le moment encore assez réduit.

Le travail présenté ici a donc consisté, sur la base de la plate-forme LIQUID, à :

1. concevoir et tester des modules d'échelle locale consacrés chacun spécifiquement au fonctionnement d'un type d'aménagement hydro-agricole. Dans une perspective de changement d'échelle (intégration des modules dans un modèle de bassin versant), on a choisi des représentations simplifiées, fondées sur les processus identifiés comme dominants et potentiellement influents à l'échelle du bassin (Quinn, 2004). On a travaillé sur la base de connaissances déjà acquises, disponibles notamment dans la bibliographie. On a ainsi développé deux modules : un module représentant le fonctionnement d'une parcelle drainée vis-à-vis des transferts d'eau et de produits phytosanitaires, et un module représentant le fonctionnement d'une haie vis-à-vis des transferts d'eau uniquement.
2. réaliser une première intégration à l'échelle du bassin versant dans les limites du niveau de développement de LIQUID et de la richesse de la bibliothèque de modules. On a choisi pour cela le bassin versant de la Fontaine du Theil, qui comme on a pu le voir précédemment, est un bassin de petite taille, exclusivement agricole, et qui contient de nombreux types d'aménagements (drainage, haies, fossés, bandes enherbées). Le travail a consisté à faire communiquer les modules de drainage et de haie avec des modules existant par ailleurs dans LIQUID et représentant les zones non aménagées du bassin, de manière à obtenir un premier modèle hydrologique distribué représentant explicitement l'influence des deux types d'aménagements. Pour cette première tentative d'assemblage, on a travaillé sur les transferts d'eau uniquement ; les transferts de solutés n'ont pas été abordés. Par ailleurs, la mise en forme des données de ce bassin dans une base de données (Spatola, 2005) a permis de mettre au point des outils facilitant le lien entre les données et la modélisation dans LIQUID.

1.5 Organisation du mémoire

Ce mémoire est organisé en trois parties :

- la première partie est consacrée aux plate-formes de modélisation et comprend une étude bibliographique, ainsi qu’une présentation de la plate-forme LIQUID ;
- la seconde partie est consacrée à la construction des modules de parcelle drainée et de haie. On décrit les représentations des processus retenues, les modalités de développement des modules dans LIQUID, et enfin les tests de validation effectués à l’échelle locale ;
- dans la troisième partie, on aborde la question de l’intégration de ces connaissances à l’échelle d’un bassin versant. On décrit un premier modèle hydrologique distribué construit dans LIQUID, qui intègre les modules d’aménagements construits dans la seconde partie, et permet le couplage spatial entre les différents modules le constituant par le calcul de flux latéraux souterrains. On présente enfin les premières simulations exploratoires effectuées à l’aide de ce modèle sur une partie du bassin versant de la Fontaine du Theil.

Première partie

Les plate-formes de modélisation

Chapitre 2

Revue bibliographique

L'objectif de ce chapitre est de présenter et analyser les différentes approches de modélisation pouvant correspondre aux besoins de ce travail de thèse. On cherche en effet une structure de modélisation qui permette de formaliser simplement des connaissances acquises à l'échelle locale sur le fonctionnement de plusieurs aménagements hydro-agricoles, et de les intégrer à l'échelle d'un bassin versant.

Après avoir effectué une analyse plus précise de ces besoins sous la forme d'un cahier des charges, on passe en revue les approches classiques faisant appel aux modèles hydrologiques distribués, puis les solutions originales proposées par les plate-formes de modélisation. On conclut ensuite sur l'intérêt des plate-formes et le choix de LIQUID.

2.1 Rappel des objectifs de modélisation et cahier des charges

Concrètement, on souhaite :

- tirer parti des différentes connaissances acquises sur le fonctionnement d'un certain nombre de discontinuités hydrologiques, par des études de terrain et des travaux de modélisation à l'échelle locale, pour en retenir les processus dominants et déduire des conceptualisations aussi simples que possible, à des échelles temporelles et spatiales appropriées ;
- pouvoir organiser ensuite ces différentes conceptualisations dans un modèle de bassin versant.

Dans l'outil de modélisation final, il faudra que les éléments informatiques représentant ces discontinuités (on peut les appeler des modules) soient identifiables et manipulables individuellement : par type de discontinuité bien entendu (drainage ou réseau bocager par exemple), mais également par individu de chaque catégorie (parcelle ou zone drainée, tronçon de haie), de façon à pouvoir facilement les enlever, les ajouter ou les déplacer, pour le besoin de scénarios d'aménagement par exemple. Cette propriété est la *modularité*. De plus, on ne souhaite pas que ces modules soient figés. En effet, les travaux de recherche à l'échelle locale continuent, et des avancées ultérieures seront

très certainement faites sur le fonctionnement de telle ou telle discontinuité. Il faudra pouvoir facilement, le cas échéant, modifier les conceptualisations, en remplacer certaines par d'autres, voire en supprimer ou en ajouter de nouvelles. L'outil de modélisation devra donc être capable d'*évolutivité*. Cela devrait normalement permettre une meilleure *transposabilité*, c'est-à-dire une meilleure capacité d'adaptation à d'autres sites et d'autres contextes que celui de la Fontaine du Theil (pour ne citer que cet exemple).

Par ailleurs, un bassin versant n'est pas constitué uniquement de discontinuités. Il y a aussi des zones *normales* où les écoulements (et les transferts de pesticides associés) peuvent être considérés comme naturels¹ : les parcelles agricoles non drainées, les prairies, les friches et les zones boisées par exemple. On aura donc besoin dans ce cas de représentations plus classiques de processus hydrologiques et chimiques, qu'il s'agira de combiner avec celles des discontinuités. En d'autres termes, on aura besoin d'un *support* pour réaliser ce travail de modélisation. Ce support devra autant que possible satisfaire aux exigences de modularité, évolutivité et transposabilité définies plus haut.

2.2 Intérêt des modèles hydrologiques distribués

Les modèles hydrologiques distribués cherchent à représenter et à expliquer le fonctionnement de systèmes hydrologiques par une approche locale : les bassins versants sont découpés en unités spatiales considérées comme homogènes, sur lesquelles sont appliquées des équations (Ambroise, 1991). Il peut s'agir d'équations simplifiées fondées sur des conceptualisations des processus ; on parle alors de modèles conceptuels. Parmi les modèles de ce type les plus utilisés, on peut citer TOPMODEL (Beven, 1984), le Soil and Water Assessment Tool SWAT (Neitsch *et al.*, 2002; Arnold et Fohrer, 2005), ou encore le modèle ANSWERS (pour Areal Non point Source Watershed Environment Response Simulation, Bouraoui *et al.*, 1997). Ces deux derniers modèles sont souvent utilisés pour étudier des problèmes de pollution diffuse d'origine agricole, comme en témoigne la revue bibliographique réalisée par Borah et Bera (2003, 2004).

D'autres modèles font appel à des équations plus complexes (équations d'état, dynamiques et de conservation), impliquant des paramètres et des variables d'état théoriquement directement mesurables (équation de la diffusivité pour les flux saturés et équation de Richards pour la zone non saturée, typiquement). Ce sont les modèles dits à base physique ou encore mécanistes. Le plus connu de ces modèles est MIKE-SHE (Abbott *et al.*, 1986a,b). On peut également mentionner TO-

¹Je reconnais bien volontiers qu'il est difficile de définir ce que peut être un écoulement naturel dans un bassin versant agricole, entièrement occupé et façonné par l'homme depuis des siècles. *Écoulement naturel* est ici employé par opposition à *discontinuité hydrologique*, au sens de non perturbé.

POG (Vertessy *et al.*, 1993), ECOMAG (Motovilov *et al.*, 1999) ou InHM (VanderKwaak et Loague, 2001). Le modèle MODCOU (Ledoux *et al.*, 1984) combine quant à lui une représentation à base physique physique pour la zone saturée et une approche conceptuelle par réservoirs pour la zone non saturée.

Malgré des difficultés liées à l'estimation des paramètres, à leur calibration et à leur validation, et qui sont abondamment abordées dans la littérature (voir par exemple Beven (1989) et Refsgaard (1997)), les modèles distribués présentent l'avantage de pouvoir prendre en compte la structure spatiale du bassin, c'est-à-dire de répartir ses différentes propriétés explicitement dans l'espace (l'occupation du sol par exemple). Cela en fait des outils bien adaptés aux questions d'aménagement, car ils permettent de caractériser à la fois la présence ou l'absence de ces aménagements sur le terrain, mais aussi leur position et leur organisation entre eux. Ils peuvent donc fournir de bons supports pour la représentation des discontinuités hydrologiques liées à l'activité agricole.

Cependant, ces modèles utilisent pour toutes les mailles du domaine les mêmes équations correspondant à des écoulements naturels, et donc ne représentent pas explicitement ces discontinuités hydrologiques. On peut arriver à s'approcher des effets voulus en travaillant notamment sur les valeurs des paramètres (par exemple, utilisation de conductivités à saturation équivalentes pour représenter le drainage agricole dans un modèle fondé sur la résolution de l'équation de Richards, ou alors activation et paramétrisation d'une option « macropores » si elle existe), ou le raffinement du maillage. Ce dernier point n'est pas possible pour tous les modèles, et on peut par exemple être contraint de discrétiser l'occupation du sol d'un bassin sur des pixels de $50\text{ m} \times 50\text{ m}$, y compris éventuellement des haies dont la largeur réelle est plutôt de l'ordre du mètre. Dans tous les cas, on a donc une marge de manœuvre limitée. Par ailleurs, le détournement de fonctionnalités existantes est parfois hasardeux. Les modèles peuvent s'avérer complexes à mettre en œuvre, qu'on se retrouve à devoir renseigner de nombreux paramètres en l'absence de données (ce peut être le cas pour des modèles de macropores), ou que l'introduction de contrastes importants dans la paramétrisation ou le maillage (ce qui peut sembler plausible lorsqu'on souhaite représenter des *discontinuités* hydrologiques) génère des difficultés du point de vue numérique.

La démarche que l'on souhaite développer ici est différente : on souhaite partir des connaissances acquises pour construire des représentations adaptées des processus dominants, à des échelles temporelles et spatiales pertinentes, et ensuite les intégrer dans un modèle distribué. Il s'agit notamment d'assurer les échanges de flux (d'eau et de polluants) entre les discontinuités hydrologiques et les autres éléments représentés (par exemple, les flux latéraux surfaciques et souterrains entre une bande enherbée et des parcelles agricoles normales). Ces échanges de flux peuvent être complexes et impliquer des rétroactions (par exemple, influence de l'existence d'un fossé sur les niveaux de nappe des parcelles amont).

2.3 Les approches classiques

2.3.1 Adaptation de modèles existants

Le premier réflexe est de partir d'un modèle hydrologique distribué existant et d'essayer de l'adapter, en modifiant son code-source, pour qu'il représente les éléments et processus d'intérêt en lien avec les processus déjà présents. On part du principe que ce code-source est disponible (ce qui n'est pas toujours le cas pour des modèles commerciaux comme MIKE-SHE).

Cependant, même lorsque l'on dispose du code-source, les limitations sont importantes. Celles-ci sont essentiellement liées à la structure de ces modèles hydrologiques que l'on peut qualifier de « classiques ». En effet, le code est généralement structuré autour d'un processus qui sous-tend tout le modèle, pour des discrétisations spatiale et temporelle données : par exemple l'équation de la diffusivité pour la zone saturée ou de Richards pour la zone non saturée, sur des mailles carrées et à un pas de temps journalier. Cela constitue une base inamovible, qu'on ne peut pas modifier sous peine de détruire le modèle tout entier et d'être obligé de le reconstruire différemment. Il en est de même pour des modèles très modulaires, comme SWAT. Même si dans SWAT on peut à l'envi choisir des processus parmi toute une gamme, ceux-ci sont tous construits autour de fondamentaux, qui sont le pas de temps journalier, la discrétisation spatiale en Unités de Réponse Hydrologiques (HRU pour Hydrological Response Units)² et une conceptualisation de type réservoirs. La modularité telle que définie ci-dessus est donc problématique.

Pour apporter dans le modèle une modification liée à une conceptualisation spécifique du fonctionnement du drainage ou d'une bande enherbée par exemple, il faut donc soit composer avec les fondamentaux du modèle quitte à ne pas pouvoir y mettre ce dont on avait réellement envie, soit reprendre le code de l'ensemble du modèle en profondeur. Pour illustrer le premier cas, Carluier et de Marsily (2004) ont par exemple adapté le modèle TOPOG pour prendre en compte les réseaux linéaires de fossés et de haies. Néanmoins, les hypothèses de base de TOPOG les ont empêchés de représenter des processus tels que les rétroactions de l'aval vers l'amont, pour un résultat finalement décevant en simulation. Pour bénéficier d'une véritable liberté, il faut donc entreprendre bien souvent un travail considérable et fastidieux, surtout pour un non-informaticien. L'inconvénient majeur reste néanmoins que cette solution n'offre aucune évolutivité : si l'on veut changer de représentation d'un autre processus, ou même modifier la conceptualisation que l'on a ajoutée au prix de durs efforts, il faut tout simplement tout recommencer. Cette solution n'est donc pas viable sur le long terme pour répondre aux objectifs énoncés en 2.1.

²Ces unités forment à la surface du sol des polygones, déterminés par le croisement des couches géographiques représentant la nature du sol et ses conditions de surface (occupation du sol par exemple).

On peut également mentionner dans cette partie les modèles hydrologiques qu'on peut appeler des modèles de *contexte*. Il s'agit de modèles spécifiquement dédiés à la représentation de processus dominants dans des situations bien déterminées. On peut citer par exemple le cas du modèle MHYDAS (Modélisation HYdrologique Distribuée des Agro-Systèmes, Moussa *et al.*, 2002), qui vise à représenter l'influence du réseau de fossés sur l'hydrologie de bassins méditerranéens viticoles, ou dans une moindre mesure le modèle TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2002), développé pour représenter le transfert de nitrates dans des bassins bretons, et adapté par Viaud *et al.* (2005) pour représenter le réseau bocager. L'utilisation de ce type de modèle permet d'éviter les problèmes liés à l'adaptation de modèles hydrologiques généralistes. Ainsi, MHYDAS travaille sur des unités hydrologiques constituées d'une parcelle agricole et d'un tronçon de fossés accolé, particulièrement bien adaptées au contexte pour lequel il a été développé. Lorsque l'on veut transposer ce type de modèles à d'autres contextes ou les faire évoluer, on se heurte par contre aux mêmes difficultés que celles évoquées ci-dessus en termes d'adaptabilité. La transposabilité est même plus problématique car les représentations choisies, très spécifiques (comme les unités hydrologiques parcelle + fossé de MHYDAS) sont encore plus contraignantes que les représentations des modèles généralistes.

2.3.2 Couplage de modèles spécialisés

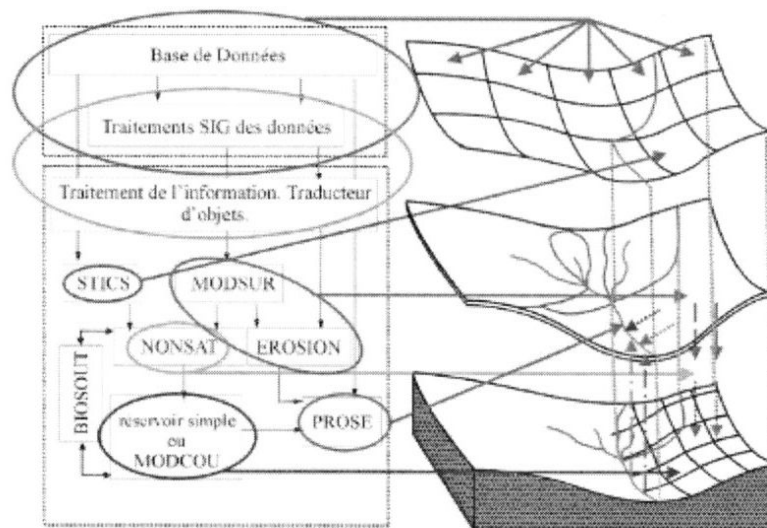


FIG. 2.1 – Schéma global du modèle intégré GMCatch et échelles impliquées (d'après Flipo *et al.*, 2004b).

Une autre approche consiste à construire sa propre modélisation en utilisant plusieurs modèles spécialisés et en réalisant des couplages entre ces modèles pour réaliser les échanges de flux. On appelle souvent les modèles couplés résultants des *modèles intégrés* (Hutchings *et al.*, 2002). Chaque

modèle conserve son identité propre, et le couplage consiste à organiser l'échange de données entre les différents modèles, par exemple par échange de fichiers. Des opérations d'agrégation ou d'interpolation temporelle ou spatiale peuvent être nécessaires au cours de ces échanges et doivent être prévues. Cette approche est beaucoup utilisée en gestion intégrée de bassin versant. On peut citer ainsi l'exemple des modèles intégrés SENEQUE (Gomez *et al.*, 2003), qui a été appliqué sur le bassin de la Seine, GMCatch (Flipo *et al.*, 2004a,b) sur le bassin du Grand Morin, ou encore GIBSI (Mailhot *et al.*, 1997; Rousseau *et al.*, 2000) au Canada. GMCatch est par exemple constitué du modèle MODCOU à mailles carrées, d'un modèle de rivière défini sur un linéaire, d'un modèle d'érosion à l'échelle du versant, et du modèle agronomique de croissance de végétation STICS (Brisson *et al.*, 1998) appliqué sur un maillage encore différent, comme on peut le voir sur la figure 2.1.

Par rapport à l'adaptation pure et simple de modèles existants, l'approche par couplage présente deux avantages : tout d'abord elle laisse à chaque modèle spécialisé toute liberté concernant l'échelle traitée, les équations, le maillage et le pas de temps. Ensuite, lorsqu'il veut ajouter son propre modèle spécialisé et le coupler à d'autres modèles existants, l'utilisateur n'a pas à modifier ces derniers, où alors à la marge (pour la lecture ou l'écriture de fichiers par exemple). Ainsi, on peut obtenir une réelle modularité et une plus grande facilité dans le développement. La question de la modification des codes existants peut toutefois se poser si les deux modèles calculent la même variable d'état ou si une même variable a des significations différentes selon les modèles. Dans ce cas on est contraint d'ajouter des adaptateurs dans le code-source.

Les inconvénients restent toutefois importants. En premier lieu, si pour un processus donné aucun modèle spécialisé n'existe, il faut alors le construire soi-même en totalité, des algorithmes résolvant les équations d'intérêt aux procédures de traitement des données, ce qui peut être relativement lourd pour un non-programmeur. Mais encore et surtout, le problème de l'évolutivité demeure : les mécanismes de couplage sont en effet réalisés manuellement, en fonction des modèles impliqués. Lorsque l'on veut rajouter un nouveau modèle ou remplacer un modèle par un autre, là encore on risque de devoir reprendre les couplages pour tous les modèles (Bach *et al.*, 2006).

2.3.3 Conclusion

Les approches mentionnées ci-dessus présentent donc un certain nombre d'inconvénients pour répondre aux exigences du cahier des charges décrit en 2.1. Adapter un modèle existant pour qu'il représente le fonctionnement de discontinuités hydrologiques liées à l'activité agricole comme le drainage, le réseau bocager ou des bandes enherbées est trop contraignant du point de vue des processus, du maillage et du pas de temps. La méthode du couplage de modèles spécialisés permet plus de liberté pour représenter ces fonctionnements, et une véritable modularité. Mais les inconvénients demeurent : lourdeur dans le développement, et surtout manque de souplesse et d'adaptabilité dans

la perspective de l'intégration de nouveaux résultats de la recherche. On souhaiterait donc pouvoir disposer d'outils qui permettraient de construire des modèles sur-mesure, en combinant souplesse, évolutivité et rapidité de mise en œuvre.

Pour répondre à cette demande, des outils d'un genre nouveau sont en développement depuis maintenant une petite dizaine d'années, que l'on peut appeler *plate-formes de modélisation environnementale* (équivalent du terme anglais *modelling framework* qui est le plus utilisé dans la littérature internationale).

2.4 Les plate-formes de modélisation environnementale

2.4.1 Principes et propriétés

Historiquement, le développement de ce genre d'outils est plutôt venu du domaine de l'écologie et de la gestion des écosystèmes, là aussi devant le constat du manque de souplesse de modèles classiques. On peut citer l'exemple du General Ecosystem Model (Fitz *et al.*, 1996), qui visait à représenter une grande variété de processus gouvernant le fonctionnement des écosystèmes à travers une structure fixe se voulant générique, et qui a été finalement abandonné (Voinov *et al.*, 2004). Il s'agit en effet de modéliser des systèmes complexes où interviennent et interagissent l'évolution de la ressource en eau et en nutriment, la croissance des plantes, les dynamiques de plusieurs populations d'animaux, voire la pression humaine (le tout en différents points de l'espace car les animaux peuvent se déplacer). Le besoin de structures de modélisation mieux adaptées s'est donc fait sentir assez tôt. Parmi les premières plate-formes développées, Tarsier (Watson et Rahman, 2004) a été appliquée au parc naturel de Yellowstone, aux Etats-Unis, pour étudier la réponse de la population d'élans à la prédation par les loups. Une des premières applications de DIAS (Christiansen, 2000; Sydelko *et al.*, 2001) a été l'évaluation de l'impact des activités militaires sur l'environnement pour une meilleure gestion de certains camps d'entraînement américains. Ces plate-formes seront présentées plus loin.

2.4.1.1 Définition

On peut définir une plate-forme (ou un framework) de modélisation comme un outil informatique dont l'objectif est de permettre la construction et la mise en œuvre rapides de modèles sur mesure, à partir de composantes réutilisables et interchangeableables, et qui offre la possibilité d'en rajouter facilement de nouvelles (Argent, 2004). Ces outils tirent parti des avancées du développement logiciel et de l'apparition de l'approche dite *orientée objet* en programmation, dont les principaux concepts sont présentés en annexe B.

Plus précisément, parmi les fonctionnalités que peut offrir une plate-forme, on trouve (voir figure 2.2) :

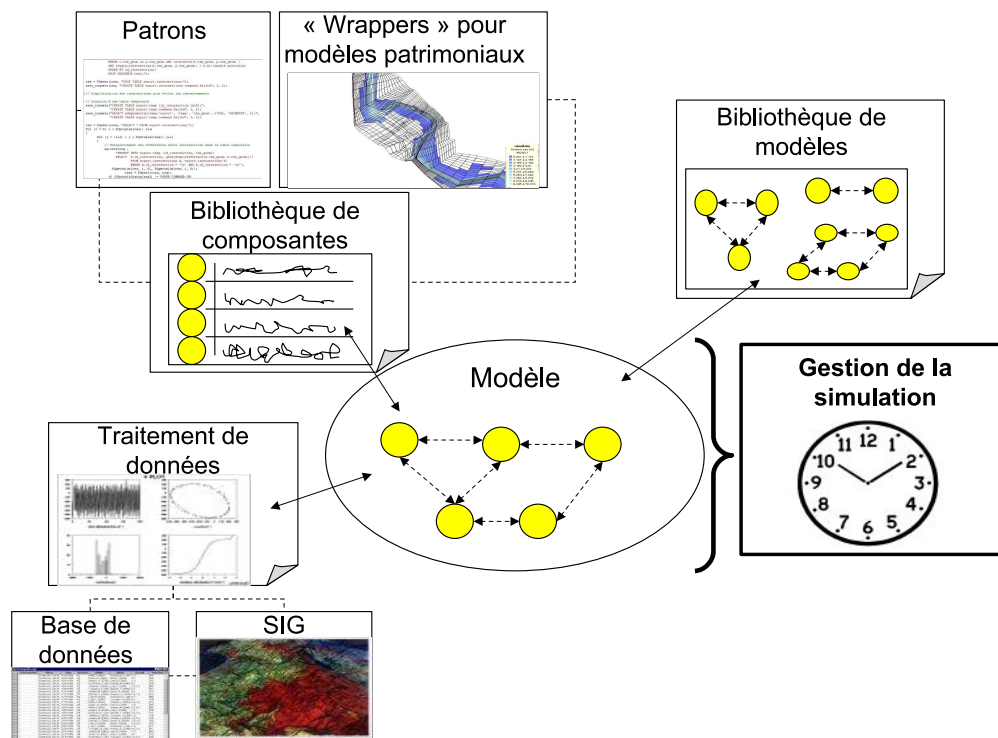


FIG. 2.2 – Fonctionnalités d'une plate-forme de modélisation environnementale.

- un système d'assistance à la construction et l'insertion dans la plate-forme de nouvelles composantes. Ces composantes peuvent être soit développées entièrement dans la plate-forme, soit issues de modèles existant par ailleurs (dits aussi modèles patrimoniaux). Dans le premier cas, la plate-forme pourra par exemple proposer une interface graphique ou bien des patrons de code « à trous » dans un langage de programmation donné (éventuellement un langage simplifié). Dans le second cas, la plate-forme fournira des outils pour envelopper (on parle en anglais de *wrappers*) le code existant et le rendre compatible avec les autres composantes. La plate-forme devra alors être capable de prendre en compte plusieurs langages de programmation (Fortran, C, C++, Java...);
- une bibliothèque de composantes déjà prêtes à l'emploi, qui pourra être enrichie au fil des contributions;
- un système d'aide à l'assemblage de ces composantes pour former des modèles, par le biais d'interfaces graphiques ou en définissant un protocole simple pour choisir les composantes et les connecter entre elles;
- éventuellement une bibliothèque de modèles pré-assemblés;
- des fonctionnalités de pré- et post-traitement, permettant la préparation des données d'entrée (interfaçage avec des bases de données et des Systèmes d'Information Géographique notamment), et la visualisation des sorties des modèles ainsi construits;

- enfin, le cœur de la plate-forme, un mécanisme qui permet le couplage temporel, mais également spatial de ces composantes, et la gestion des simulations.

2.4.1.2 Avantages

Par rapport à des modèles classiques, l'utilisation d'une plate-forme :

- permet à chaque utilisateur de développer et d'intégrer à la plate-forme relativement aisément ses propres composantes et/ou de valoriser son travail antérieur par la possibilité de réemploi de code patrimonial ;
- n'impose aucune contrainte sur le fonctionnement interne de ces composantes, que ce soit pour le pas de temps, l'extension spatiale ou les représentations de processus et techniques numériques de résolution associées ;
- fait bénéficier l'utilisateur de composantes représentant d'autres processus dont il a besoin dans sa modélisation mais dont il n'est pas spécialiste ou qui ne constituent pas le cœur de son travail ;
- permet de construire des modèles à la carte en sélectionnant les différents processus (et même les conceptualisations de ces processus) d'intérêt, en fonction du lieu d'application, des données disponibles et des objectifs scientifiques ou opérationnels de l'étude ;
- épargne à l'utilisateur de développer des procédures de gestion de données qui ne correspondent pas à sa spécialité scientifique ;
- permet de réaliser des couplages complexes et dynamiques entre composantes, et notamment (pour certains frameworks) la prise en compte de rétroactions ;
- facilite le travail collaboratif pour des projets de modélisation de grande ampleur incluant plusieurs équipes, et la capitalisation de savoir-faire.

Pour un développeur, l'utilisation de plate-formes de modélisation permet donc un gain de temps considérable. De plus, on peut obtenir des modèles véritablement modulaires et évolutifs et s'affranchir des difficultés évoquées en 2.3.

2.4.1.3 Application à l'hydrologie distribuée

Devant l'intérêt de ce genre d'approche pour développer des outils de d'aide à la décision pour la gestion de bassins versants (allocation des ressources en eau, pollution, protection contre les crues), les plate-formes, issues de l'écologie, ont peu à peu investi le champ de la modélisation hydrologique. En hydrologie distribuée, l'utilisation de plate-formes conduit à aborder les questions de modélisation différemment : la question « quel modèle est le plus approprié pour telle ou telle situation ? » devient « quelle combinaison de conceptualisations de processus est la plus appropriée ? » (Leavesley *et al.*, 2002). En effet, alors qu'un modèle hydrologique classique présente des représen-

tations de processus figées, une même plate-forme permet de conjuguer, selon les cas d'étude, des composantes correspondant à des processus différents (voire des conceptualisations différentes d'un même processus).

Voyons maintenant comment ces promesses sont mises en œuvre.

2.4.2 Revue des principaux projets existants

A l'heure actuelle, plusieurs plate-formes de modélisation environnementale sont opérationnelles ou en cours de développement, principalement en Amérique du Nord, en Australie et en Europe. Chacune décline à sa façon les fonctionnalités présentées en 2.4.1.1, en fonction des objectifs et des publics visés. On présente ici les principaux projets référencés dans la littérature pour la modélisation hydrologique en essayant de mettre en lumière les différents choix effectués en terme de structure informatique, de gestion de la communication entre composantes et d'exécution des modèles.

2.4.2.1 Les projets australiens

La communauté scientifique en modélisation hydrologique est organisée autour du Catchment Modelling Toolkit³. Il s'agit d'un plateau de mise en commun et de structuration des efforts faits en modélisation hydrologique, dont la coordination est assurée par une joint-venture réunissant de nombreux acteurs publics et privés du domaine de l'eau, eWaterCRC (pour Cooperative Research Centre), le CSIRO Land and Water et l'Université de Melbourne. Le Catchment Modelling Toolkit propose ainsi de nombreux modèles hydrologiques classiques, mais aussi une plate-forme de modélisation, TIME.

Tarsier et ICMS

Tarsier (Watson et Rahman, 2004) et ICMS⁴ (Rahman *et al.*, 2004b) ne sont plus développés actuellement, et constituent en quelque sorte les ancêtres de TIME. Ces deux plate-formes se concentrent sur la construction de modules en interne, directement en C++ pour Tarsier, et en utilisant un langage interne simplifié, MickL (dérivé du C) pour ICMS (Reed *et al.*, 1999). Leur mécanisme de gestion des couplages est cependant très différent et une comparaison a été effectuée par Rahman *et al.* (2004a). Dans Tarsier, un modèle est construit à partir de composantes appelées modules. Les relations entre ces modules reposent sur les notions de *Users* (utilisateurs) et *Usees* (utilisés). Chaque User a accès à l'état de ses Usees et peut donc réagir en conséquence. Ce système assure la communication et l'ordonnancement dans le temps des exécutions des différents modules, de façon totalement implicite. Dans ICMS, par contre, l'ordre d'exécution des composantes est défini a priori par l'utili-

³<http://www.toolkit.net.au/>

⁴Interactive Component Modelling System

sateur grâce à une interface graphique, et est donc complètement explicite. Cela est plus simple, mais en même temps plus limitant pour représenter des rétroactions. La conclusion de Rahman *et al.* est qu'ICMS est plus facile d'utilisation pour un néophyte en programmation, mais qu'il permet moins de souplesse dans la construction de modèles que Tarsier. Ce constat a par ailleurs été confirmé par Argent *et al.* (2006), à l'issue d'un test comparatif des deux plate-formes : il s'agissait de construire un modèle conceptuel distribué de ruissellement et érosion à pas de temps journalier, et de le tester sur un petit bassin réel de 10 km^2 sur une année de chronique de pluie. ICMS a été plus rapide à mettre en œuvre, mais n'a pas permis une très bonne représentation du système.

TIME

TIME, acronyme de The Invisible Modelling Environment (Rahman *et al.*, 2003, 2005), est également plutôt dédié à la construction de nouvelles composantes. Développé sous l'architecture .NET, il offre la possibilité de construire ces composantes à l'aide de plusieurs langages (Visual Basic, Fortran, C++, C#). La communication entre composantes fait intervenir des *Subjects* et des *Observers*, sans plus de précisions quant au fonctionnement (peut-être est-il comparable à celui de Tarsier). Une interface graphique permet de lier ces composantes entre elles pour construire des modèles. TIME semble être surtout utilisée comme une plate-forme généraliste, plus orientée vers le développement d'applications informatiques que la représentation de processus. Il dispose pour cela d'outils évolués pour la construction d'interfaces graphiques, la visualisation de résultats, et de fonctionnalités de tests.

Parmi les applications construites à partir de TIME, on peut citer E2 (Argent *et al.*, 2005; Perraud *et al.*, 2005). E2 permet de découper un bassin versant en unités hydrologiques, et de simuler la genèse de ruissellement sur ces unités de façon conceptuelle, puis le transfert d'eau vers l'exutoire du bassin. E2 est modulaire dans la mesure où l'on peut choisir parmi plusieurs représentations du ruissellement. On peut aussi y ajouter des modèles externes, mais sans remettre en cause les processus ci-dessus, ce qui fait de E2 une sorte d'hybride entre un modèle et une plate-forme.

2.4.2.2 Les plate-formes américaines

DIAS

DIAS (Dynamic Information Architecture System) est une des plate-formes les plus anciennes (Christiansen, 2000; Sydelko *et al.*, 2001). Il s'agit d'une plate-forme généraliste, avec des exemples très variés de domaines d'application (gestion de camps de l'armée américaine comme mentionné plus haut, gestion des rendez-vous dans un hôpital ou encore reconstitution des systèmes agraires de l'ancienne Mésopotamie). Il peut prendre en compte à la fois des composantes développées en interne et des modèles patrimoniaux, mais avec une nette orientation pour l'intégration de ces derniers.

DIAS propose donc une structure de type *wrapper*. Les modèles ainsi enveloppés ne communiquent pas directement entre eux, mais uniquement par l'intermédiaire d'objets, sur les propriétés desquels agissent ces modèles. DIAS contient une bibliothèque d'objets. Ce sont les relations entre ces objets qui permettent les couplages et font avancer les simulations. Malheureusement, ces dernières ne sont pas décrites en détails.

SME

Le Spatial Modelling Environment ou SME (Voinov *et al.*, 1999, 2004), développé à l'Université du Maryland, se concentre sur le développement et la mise en œuvre de composantes en interne. Les composantes peuvent être développées facilement à l'aide d'une interface graphique qui génère des modèles dans un langage commercial, le langage STELLA (Costanza *et al.*, 1998). Au cours de l'intégration de ces modèles dans la plate-forme, le langage Stella est traduit en C++ par le SME. Le SME peut aussi prendre en compte directement des composantes écrites en C++. La bibliothèque de composantes ainsi constituée est appelée *Library of Hydro-Ecological Modules*. Ces composantes fonctionnent à l'échelle locale. Le SME les place ensuite dans un contexte spatial (en mettant une composante par cellule) pour construire un modèle. On ne dispose malheureusement pas de plus d'information sur le mode de communication des composantes et le déroulement de simulations. Le SME a par contre fait l'objet du même test comparatif que Tarsier et ICMS (Argent *et al.*, 2006). La plate-forme a réussi ce test, et a montré de bonnes capacités pour décrire le problème. Tarsier s'est toutefois révélé plus flexible et plus rapide.

2.4.2.3 En Europe

OMS et JAMS

L'**Object Modelling System** (David, 1997) est un projet ancien, développé conjointement aux Etats-Unis (USGS, Université du Colorado), et à l'Université d'Iéna, en Allemagne. Il visait à l'origine à pouvoir intégrer des modèles patrimoniaux, écrits en C et en Fortran. D'après David *et al.* (2004); Kralisch *et al.* (2005), l'OMS offre également un système d'assistance au développement de composantes appelées modules (en JAVA). Dans un modèle, les modules sont ordonnés temporellement et spatialement grâce à des composantes spécifiques (une pour le temps et une pour l'espace). Pour le temps, chaque composante correspond à un pas de temps et peut contenir des modules qui utiliseront ce pas de temps. En imbriquant des composantes temporelles les unes dans les autres, on peut ainsi imbriquer des pas de temps. L'espace est traité de façon similaire. Ce procédé permet de construire des modèles hiérarchisés et bien structurés dans le temps et dans l'espace. Les modules accèdent directement aux données les uns des autres, suivant l'ordre établi. Par contre, ce procédé est adapté uniquement pour des modèles simples, pour lesquels on peut effectivement ordonner les

processus et pour lesquels il n'y a pas de rétroactions.

JAMS (Kralisch et Krause, 2006), également développé à l'Université d'Iéna (l'acronyme signifie Jena Adaptable Modelling System), est construit à partir de l'OMS et reprend donc les caractéristiques mentionnées ici. JAMS s'attache exclusivement à faciliter le développement de nouveaux modules, et présente une structure un peu simplifiée par rapport à OMS. Un module hydrologique simplifié a été construit et testé avec succès à l'aide de cette plate-forme, et le transfert du modèle SWAT est en cours.

OpenMI

OpenMI, pour Open Modelling Interface (Gregersen *et al.*, 2005; Gijssbers *et al.*, 2006) est un cas un peu à part. Cette interface a été développée dans le cadre du projet européen HarmonIT (Blind et Gregersen, 2005), sous la direction notamment de HR-Wallingford en Grande-Bretagne, WL-Delft Hydraulics aux Pays-Bas et DHI Software au Danemark. Il ne s'agit pas d'une plate-forme selon la définition de 2.4.1.1, car elle propose uniquement une structure de couplage entre modèles patrimoniaux, ainsi qu'un standard pour rendre les modèles compatibles. Notamment, elle ne met pas à disposition de bibliothèque de modèles compatibles (il faut les demander à leurs développeurs, et ils sont en général payants) et n'offre pas d'assistance à la construction de composantes ni de fonctionnalités de pré- et post-traitement de données. La philosophie d'OpenMI est de connecter entre eux des modèles existants, tout en leur laissant le maximum d'indépendance (par exemple pour la gestion de données). Pour cela, on a recours à des wrappers, qui transforment les modèles en *linkable components*, leur permettant de rendre accessibles depuis l'extérieur un certain nombre de données. Cette transformation peut nécessiter des modifications mineures du code-source des modèles. Pour mettre en communication ces composantes, il faut, grâce à une interface graphique, créer des *liens* qui spécifient la nature des données à échanger, leur localisation dans l'espace, et les opérations que le modèle fournisseur peut avoir à effectuer, comme l'agrégation ou l'interpolation. Au cours d'une simulation, les modèles sont moteurs et s'appellent les uns les autres au moyen d'une méthode *GetValue()* (donne-moi ta valeur). C'est ce qui permet à la simulation d'avancer.

OpenMI a été développée pour la gestion intégrée de bassins versants, et dans l'idée d'utiliser des modèles hydrauliques et hydrologiques complexes (Westen *et al.*, 2004; Christensen, 2004). Elle est particulièrement bien adaptée par exemple dans le cas de bassins transfrontaliers : on peut imaginer des modèles hydrauliques français, allemands et néerlandais du Rhin par exemple, pour une meilleure gestion du fleuve tout au long de son cours.

A l'heure actuelle, un certain nombre de grands modèles commerciaux d'hydraulique et d'hydrologie (dont MIKE-SHE) sont compatibles avec le format OpenMI et peuvent donc être couplés à d'autres modèles via cette interface. Les applications recensées font pour le moment intervenir un

petit nombre de modèles, dans des configurations simples (par exemple un couplage entre MODFLOW et MIKE11, Graham *et al.*, 2006). OpenMI semble en tous cas devenir un standard pour le couplage de modèles au niveau européen, ce qui était d'ailleurs un des objectifs affichés par le projet HarmonIT.

D'autres projets de plate-formes existent au niveau européen, notamment le projet OMS, pour Open Modelling System cette fois (Hutchings *et al.*, 2002), qui semble être un projet interne à WL-Delft Hydraulics. Il n'est pas référencé dans la littérature ; ses objectifs et son état d'avancement demeurent inconnus.

En France

En France, la plate-forme LIQUID (Viallet *et al.*, 2006; Branger *et al.*, 2006a) est en cours de développement et fait l'objet d'un partenariat entre l'entreprise d'ingénierie logicielle HYDROWIDE, le LTHE à Grenoble et le Cemagref. Cette plate-forme, qui est celle utilisée dans cette thèse, sera longuement décrite au chapitre 3. On peut également mentionner la plate-forme OdefiX (Pouget *et al.*, 2006), qui correspond aux spécifications de 2.4.1.1, mais qui est spécialisée dans la gestion opérationnelle des ressources en eau. Elle permet de construire des modèles de gestion de réseaux d'irrigation ou d'eau potable, à partir de modules représentant des réservoirs, des canaux, des tuyaux et d'autres ouvrages.

La communauté hydro-météorologique a également développé un certain nombre de solutions logicielles permettant le couplage de modèles atmosphériques avec des modèles océaniques et/ou de surfaces continentales. Pour les réalisations françaises, on peut citer le coupleur OASIS (Valke *et al.*, 2004), la plate-forme PALM (Buis *et al.*, 2006), ou encore la solution proposée par Messenger (2005) utilisant l'architecture CORBA. Cependant, étant données les très grandes échelles d'application de ces modèles, qui peuvent faire intervenir des représentations à l'échelle de la planète pour certains modèles atmosphériques (« seulement » plusieurs dizaines de milliers de kilomètres carrés pour les modèles hydrométéorologiques couplés par Messenger *et al.* (2006)), et leur complexité numérique, ces plate-formes sont essentiellement orientées vers le calcul scientifique (utilisation de supercalculateurs et parallélisation des calculs). C'est un aspect moins important en modélisation hydrologique (qui ne figure d'ailleurs pas dans le cahier des charges des plate-formes mentionnées jusqu'à présent), où l'on attache par contre beaucoup plus d'importance à l'adaptabilité et à l'interchangeabilité des composantes pour représenter (à des échelles bien plus petites) toutes sortes de scénarios d'aménagement de bassins versants. Les problématiques et les objectifs sont donc trop différents pour que ces solutions soient abordées ici.

2.4.3 Synthèse

On voit donc qu'à partir des principes généraux énoncés en 2.4.1.1, on peut arriver à des outils informatiques assez différents, offrant toute une gamme de possibilités pour la construction de modèles. A notre sens, les points les plus importants, qui permettent de différencier les plate-formes les unes des autres et peuvent servir de critères de choix, sont les suivants :

2.4.3.1 Modalités d'ajout de nouvelles composantes

Les plate-formes peuvent privilégier soit le développement de composantes de façon interne, soit l'ajout de nouvelles composantes par l'enveloppement de modèles patrimoniaux non modifiés. Tarsier, JAMS, ICMS, SME et LIQUID (comme on le verra au chapitre suivant) sont dans le premier cas. Le développement de composantes en interne se fait soit par de la programmation pure et dure, pour Tarsier, JAMS et LIQUID, soit à l'aide de langages simplifiés voire graphiques pour ICMS et SME. Pour le second cas, on peut recenser DIAS et surtout OpenMI.

Ce choix n'est pas anodin. Il dénote des conceptions légèrement différentes du rôle d'une plate-forme. Par exemple, le fait de n'autoriser que le développement en interne confère à la plate-forme plus de contrôle sur les composantes. L'utilisateur doit se conformer à un format prescrit, cela lui impose en général plus de contraintes sur la façon de concevoir ses modules et leurs futurs couplages. En contrepartie, la plate-forme assure une meilleure cohérence entre les composantes, ce qui facilite l'intégration de modèles. A contrario, lorsqu'on s'oriente vers l'enveloppement de modèles patrimoniaux uniquement, donc des modèles développés de façon complètement libre (sans réflexion préalable sur leur couplage), la plate-forme a un rôle plus neutre. Elle offre des outils pour permettre aux modèles de communiquer entre eux, mais est moins sécurisée du point de vue de la cohérence. C'est typiquement le cas d'OpenMI.

2.4.3.2 Mode de communication entre composantes

C'est le mode de communication entre composantes qui définit véritablement ce que seront les modèles dans une plate-forme. Lorsque les flux de données sont prescrits et unidirectionnels, comme dans ICMS et JAMS, on ne pourra construire que des modèles très simples, sans rétroactions, pour lesquels on peut à l'avance ordonner les exécutions dans le temps et l'espace (routage de flux d'eau de l'amont vers l'aval par exemple). L'interactivité entre composantes au moment de l'exécution (au niveau temporel et spatial) est plus complexe à mettre en œuvre, comme on a pu le voir pour Tarsier et OpenMI, et comme on pourra le voir pour LIQUID au chapitre suivant. Elle est néanmoins plus prometteuse pour la construction de modèles complexes incluant des rétroactions.

2.5 Conclusion

L'approche proposée par les plate-formes de modélisation est particulièrement bien adaptée à la problématique de cette thèse. En effet, elles offrent par définition un cadre pour :

- développer des modules correspondant à des conceptualisations du fonctionnement de plusieurs discontinuités hydrologiques, sans contraintes sur le pas de temps, l'échelle spatiale ou les processus représentés ;
- faire communiquer ces modules avec d'autres modules hydrologiques représentant des écoulement « normaux », sans avoir à les développer.

Pour le choix d'une plate-forme en particulier, le point qui nous a paru essentiel est le mode de communication entre composantes. On souhaite en effet pouvoir représenter dans nos modèles hydrologiques distribués des interactions complexes entre différents éléments (interaction nappe-fossé ou rivière par exemple). Deux autres facteurs, plus concrets, ont également été pris en compte : la mise à disposition par la plate-forme d'outils de pré- et post-traitement des données, et la richesse de la bibliothèque de composantes, pour représenter notamment les écoulements « naturels » dans le bassin versant (sols non drainés, rivière).

Les plate-formes qui nous ont paru les plus intéressantes du point de vue de la communication entre composantes sont Tarsier et OpenMI. Le développement de Tarsier a malheureusement été arrêté au profit de la plate-forme TIME, qui est inaccessible gratuitement. La plate-forme OpenMI est par contre gratuite, mais n'était pas terminée au démarrage de ce travail⁵. De plus, elle ne propose pas de bibliothèque de composantes, ce qui la rend difficilement utilisable à moins d'acheter les modèles déjà compatibles à leurs développeurs. Ces modèles compatibles sont par ailleurs pour le moment des modèles hydrologiques complets, comme par exemple MIKE-SHE qui forme par rapport à OpenMI un tout indivisible. Lorsque l'on veut rentrer à l'intérieur du modèle de bassin versant pour représenter des discontinuités hydrologiques, on retombe alors sur les problèmes mentionnés en 2.2 et 2.3.

La plate-forme LIQUID, qui a émergé en parallèle de ce travail de thèse, a pour projet de permettre la mise en œuvre de modèles hydrologiques complexes, avec des couplages bi-directionnels entre composantes, et de proposer une bibliothèque de composantes représentant l'ensemble du cycle de l'eau dans un bassin versant. La constitution de cette bibliothèque était déjà bien entamée au début de cette thèse grâce aux travaux de Varado *et al.* (2006b,a). C'est donc LIQUID qui a été retenue ici. Cette plate-forme fait l'objet du chapitre 3.

⁵elle a été mise en ligne le 15/02/2006

Chapitre 3

La plate-forme de modélisation LIQUID

La plate-forme de modélisation LIQUID puise ses origines dans les travaux menés au LTHE sur le modèle hydrologique POWER dans le cadre du projet européen AgriBMPWater (Turpin *et al.*, 2005), entre 2001 et 2004. POWER, pour Planner Oriented evaluative Watershed model for Environmental and socio-economic Responses, était né de la volonté de disposer d'un modèle à base physique qui puisse servir d'outil d'aide à la décision pour des questions de pollutions d'origine agricole et d'aménagement de bassins versants. Tout en conservant cet objectif général, le projet a beaucoup évolué dans ses aspects informatiques et dans les équipes impliquées. Le fruit de cette évolution est maintenant la plate-forme de modélisation environnementale LIQUID. Il s'agit d'un outil complet qui permet de construire des modèles en assemblant des composantes élémentaires (des modules) et de réaliser des simulations hydrologiques.

LIQUID est proposée par une jeune société d'ingénierie hydro-informatique, HYDROWIDE ¹, née en 2005, qui en assure le développement et la maintenance. En tant que partenaires de cette « jeune pousse », le LTHE et le Cemagref utilisent cette plate-forme comme support pour développer et utiliser des modules et des modèles correspondant à leurs questions scientifiques. En retour, ils fournissent des cas tests pour la plate-forme et contribuent à enrichir sa bibliothèque de modules. L'objectif commun est de disposer à moyen terme d'un panel d'outils de modélisation distribuée, évolutifs et à même d'étudier et traiter les problématiques d'aménagement de bassin versant.

Plus précisément, HYDROWIDE distingue trois catégories d'utilisateurs de la plate-forme :

- les développeurs : ce sont eux qui formalisent des connaissances scientifiques sur un certain nombre de processus et construisent les modules correspondants ;
- les intégrateurs : ils assemblent des modules déjà existants entre eux pour créer des modèles ;
- les utilisateurs finaux : ils ne s'intéressent qu'aux modèles déjà assemblés qu'ils veulent utiliser sur leurs propres données.

Dans le cadre de cette thèse, j'ai utilisé LIQUID tour à tour en tant que développeur et en tant

¹www.hydrowide.com

qu'intégrateur. En conséquence, l'objectif de ce chapitre est de présenter la plate-forme LIQUID et son fonctionnement de ces points de vue. On ne rentrera donc pas dans les détails techniques de la programmation de la plate-forme elle-même, qui sont du ressort d'HYDROWIDE, mais on donnera plutôt des informations permettant de comprendre comment LIQUID fonctionne et comment on peut s'en servir lorsqu'on veut l'utiliser pour développer des modules et assembler des modèles. Une présentation plus succincte des principes et du fonctionnement de la plate-forme LIQUID peut être trouvée dans Viallet *et al.* (2006).

3.1 Présentation générale

3.1.1 Concepts

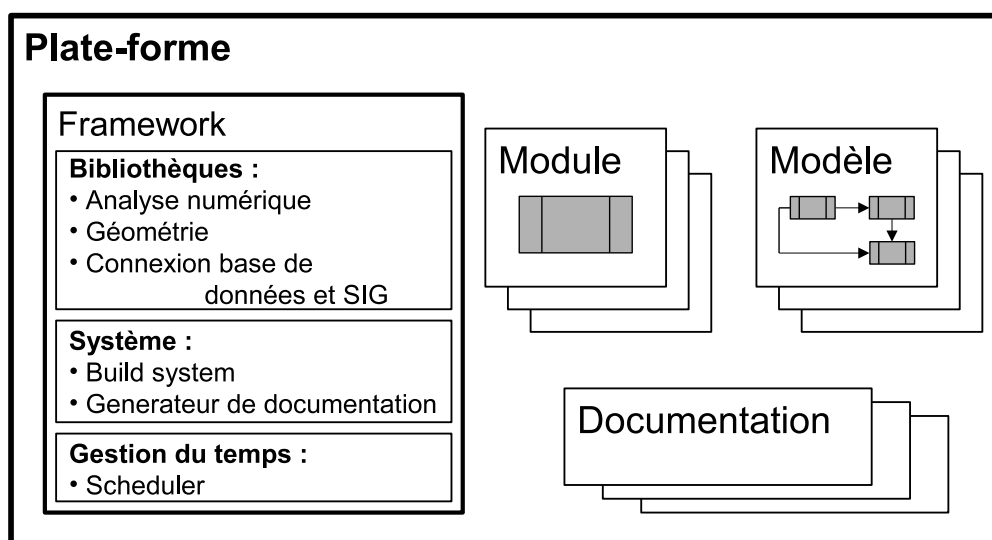


FIG. 3.1 – Structure de la plate-forme de modélisation environnementale LIQUID.

LIQUID décline donc les propriétés des plate-formes de modélisation énoncées et explicitées au chapitre 2. Comme on peut le voir sur la figure 3.1 où sont représentées ses principales composantes, LIQUID peut fournir une structure d'accueil pour le développement et le couplage de modèles grâce aux éléments suivants :

- une bibliothèque de modules, ici appelés tout simplement *modules*, qui décrivent plusieurs processus hydrologiques ;
- une bibliothèque de *modèles* déjà pré-assemblés ;
- un système de génération automatique de *documentation* pour les modules et les modèles ;
- un système d'assemblage et d'exécution permettant la réalisation de simulations, qui constitue le cœur de la plate-forme et est ici appelé le *framework LIQUID*. Le framework LIQUID

contient également des outils d'assistance au développement de modules et de pré- et post-traitement des données sous la forme de bibliothèques.

La plate-forme LIQUID propose par ailleurs un environnement de travail collaboratif² permettant de coordonner le travail de plusieurs équipes distantes géographiquement et de gérer la mise à jour des versions.

Par rapport aux autres approches de ce type recensées au chapitre 2, LIQUID est spécifiquement dédiée à la modélisation hydrologique. Plus encore, elle se singularise par une vision plutôt mécaniste de ce que peut être une plate-forme de modélisation : en effet, on cherche à reproduire grâce à LIQUID des processus physiques (ou chimiques), et cet objectif passe avant des considérations plus purement informatiques de conception d'applications. LIQUID se rapproche ainsi beaucoup plus de Tarsier, JAMS ou OpenMI que de TIME ou DIAS, qui sont des plate-formes plus génériques. Il faut cependant garder à l'esprit que cette vision n'est pas réductrice. Il est tout à fait possible, lorsqu'on travaille dans LIQUID, de s'abstraire de la notion de processus hydrologiques pour construire toutes sortes de modules et modèles. Simplement, c'est cette philosophie qui a présidé à la construction de LIQUID ; cela permet notamment de mieux éclairer certains choix conceptuels et technologiques.

En accord et dans le prolongement de la vision mécaniste, les concepteurs et partenaires du projet LIQUID ont comme objectif de construire des modèles hydrologiques distribués dits à base physique. Cela implique de pouvoir prendre en charge des modules assez complexes, résolvant numériquement les équations de la diffusivité ou de Richards, sur des domaines discrétisés en un grand nombre de cellules. Là non plus, cette approche n'est pas restrictive : il est tout à fait possible et sensé de développer dans LIQUID des modules simplifiés et conceptuels (et c'est d'ailleurs ce qui a été fait dans cette thèse). Par contre, mettre en œuvre des modules complexes, les faire communiquer entre eux et éventuellement les faire communiquer avec des modules conçus selon d'autres approches, tout cela peut soulever des questions supplémentaires. La plupart des frameworks de la littérature font plutôt appel à des conceptualisations (très) simplifiées pour les processus qu'ils représentent : c'est le cas de JAMS. Seul OpenMI a fixé dans ses objectifs (et réalise effectivement) des couplages de modèles numériques complexes.

Toujours dans la logique d'une intégration de processus à l'échelle du bassin versant, LIQUID privilégie donc le développement de modules en interne, et non pas l'intégration de modèles existants par ailleurs. LIQUID serait donc plus comparable sur ce point à l'OMS et à JAMS qu'à OpenMI, qui est entièrement dédié au couplage entre modèles patrimoniaux. Il n'y a donc pas pour l'instant dans LIQUID de structure de type *wrapper*. En revanche, LIQUID fournit une large assistance pour le développement de nouveaux modules, qui inclut le traitement de données (ce qui n'est pas le cas d'OpenMI).

²<http://forge.hydrowide.com/>

Enfin, la principale originalité de LIQUID, en grande partie liée à la vision mécaniste mentionnée plus haut, réside dans le système de déroulement des simulations. En premier lieu, le framework LIQUID n'est pas intrusif dans le déroulement des simulations et n'a pas de rôle actif d'ordonnement des exécutions des modules. En fait, ce sont les modules eux-mêmes qui sont les acteurs des simulations et sont responsables de leurs pas de temps. Sur ce point, le principe de LIQUID rejoint celui mis en place dans OpenMI ou le système de communication entre composantes de Tarsier. Les modules disposent simplement d'un référent temporel commun, appelé *scheduler*, dans le framework LIQUID. Le scheduler fonctionne comme un calendrier dans lequel chaque module inscrit ses pas de temps (comme on programmerait ses prochains rendez-vous chez le dentiste). Le scheduler se charge ensuite d'appeler chaque module aux dates prévues, comme un réveille-matin sonnerait pour réveiller une personne à l'heure qu'elle a elle-même programmée la veille. Mais par contre, le scheduler ne prend aucune initiative sur l'ordre des appels, et ne fait qu'exécuter les instructions fournies par les modules. Le second point concerne la façon dont les modules gèrent leur pas de temps et la communication avec les autres modules. Chaque module peut avoir un pas de temps variable, qu'il adapte lui-même en fonction de ses contraintes internes et des événements extérieurs. De plus, lorsque deux modules sont connectés, l'échange de données se fait dans le sens du module fournisseur de la donnée vers le module récepteur. Le module fournisseur envoie systématiquement chaque nouvelle valeur de sa donnée. Le module récepteur décide de ce qu'il doit en faire et peut modifier son comportement et/ou ses pas de temps en fonction de l'information reçue. Ce mécanisme de communication entre modules va à l'opposé de ce qui est fait dans OpenMI, où c'est le récepteur qui demande la donnée au fournisseur (à l'aide d'une méthode `GetValue()`). Le mécanisme de LIQUID est plus conforme avec la perception physique que l'on a des phénomènes. En cela, on peut parler pour LIQUID d'une *approche comportementale*. Le fonctionnement des modules et les mécanismes de gestion des pas de temps et de communication entre modules seront abordés plus en détails aux sections 3.2 et 3.3.

3.1.2 Choix technologiques

LIQUID est développée en C++. Il s'agit d'un langage orienté objet, très largement utilisé par les développeurs informatiques pour toutes sortes d'applications scientifiques, industrielles ou embarquées. Le C++ bénéficie d'outils puissants grâce à une bibliothèque standard (la Standard Template Library, ou STL) très riche, qui utilise la programmation générique³. Il permet par ailleurs d'obtenir de très bonnes performances en calcul numérique⁴. LIQUID fait un ample usage de la

³Cela permet d'écrire du code sans considérer explicitement le type de données avec lequel ce code sera utilisé, qui est donc du code générique. Par exemple, un même algorithme pourra travailler indifféremment sur un tableau de nombre réels ou une chaîne de caractères

⁴<http://www.oonumerics.org/blitz/>

STL, ainsi que de la bibliothèque Boost⁵. LIQUID est actuellement développée et utilisée sur des ordinateurs de bureau sous système d'exploitation Windows. Cependant, l'utilisation de standards assure sa portabilité vers d'autres types de machines et de systèmes d'exploitation.

Les modules de LIQUID sont également développés en C++. Le framework LIQUID contient plusieurs librairies qui sont à la disposition des développeurs pour faciliter la construction de modules, et proposent des solutions pour les traitements géométriques (à utiliser pour la génération de maillage), l'algèbre linéaire (utiles en analyse numérique), le traitement du signal, le lien avec des bases de données... D'autres librairies spécifiques peuvent être ajoutées en fonction des besoins.

Un standard est également utilisé pour la documentation : le format DocBook, qui permet de générer des documents destinés à être imprimés (pdf) ou mis en ligne (html).

Pour le lien de la plate-forme LIQUID avec des bases de données et SIG (pour les pré- et post-traitements), l'implémentation actuelle utilise une connexion ODBC (Open Data Base Connection). Il s'agit d'un protocole de connexion Microsoft qui permet d'accéder à distance à des bases de données de différents types de façon transparente pour l'utilisateur. On travaille ici avec le système de gestion de bases de données PostgreSQL/PostGIS, qui est présenté en annexe C.

3.2 Les modules dans LIQUID

3.2.1 Généralités

Pour la réalisation de simulations dans LIQUID, le module est en quelque sorte la brique élémentaire, à partir de laquelle tout se construit. Un module peut décrire un processus physique (le ruissellement ou la transpiration d'eau par des plantes par exemple) ou un ensemble de processus dans un objet géographique donné (une rivière ou une haie). De manière plus générale, un module décrit l'évolution dans le temps d'un certain nombre de variables, à l'échelle d'une entité géométrique que l'on appelle *domaine de modélisation*. Un domaine de modélisation peut être un point, une ligne, une surface, un volume (défini par une surface et une profondeur, comme une colonne de sol, ou défini complètement en trois dimensions). Ce domaine de modélisation peut correspondre exactement à un objet géographique, mais pas nécessairement (par exemple un module de rivière, qui sera appliqué sur un objet géographique « rivière » en trois dimensions (profil en plan et sections en travers) peut avoir pour domaine de modélisation une polyligne correspondant simplement au profil en plan).

Chaque module LIQUID est constitué de trois entités, représentées figure 3.2 : un *schéma de données*, un *pré-processeur* et un *solveur*. Le solveur est le lieu de réalisation des calculs. Le schéma de données et le pré-processeur permettent de traiter et de fournir au solveur les données dont il a

⁵<http://www.boost.org/>

besoin pour fonctionner (paramètres, conditions initiales, conditions aux limites), en assurant une interface avec l'utilisateur via sa base de données.

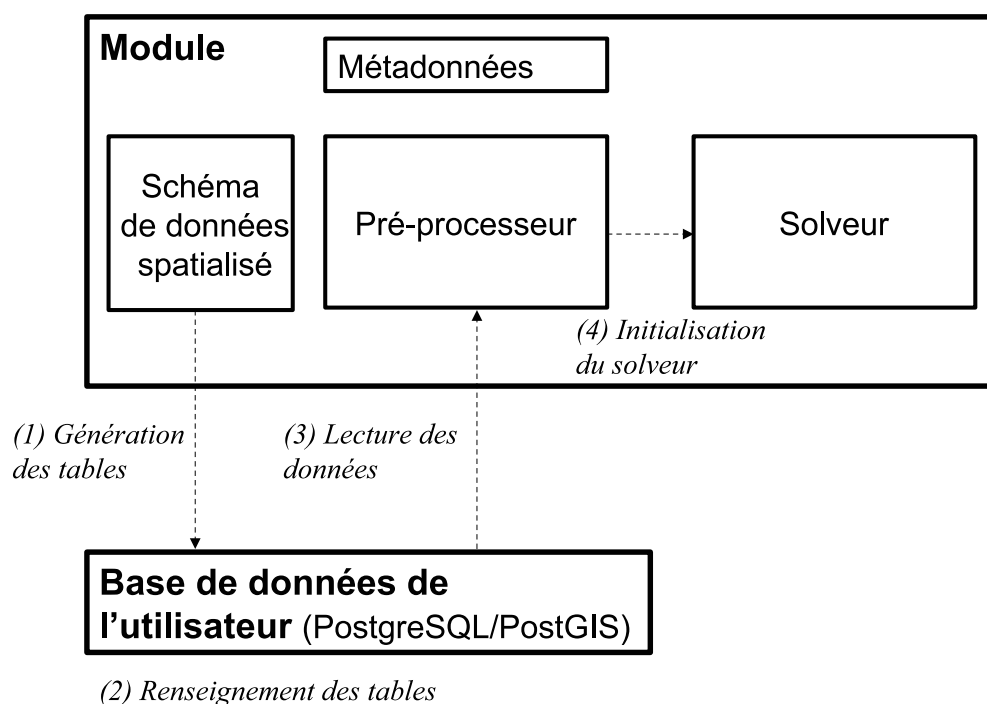


FIG. 3.2 – Structure d'un module dans LIQUID. La liaison entre les éléments constitutifs de ce modules et la base contenant les données de l'utilisateur s'effectue en quatre étapes :

- (1) Génération des tables à partir du schéma de données ;
- (2) Renseignement des tables par l'utilisateur ;
- (3) Lecture des données par le pré-processeur ;
- (4) Initialisation du solveur avec ces données par le pré-processeur.

3.2.2 Le schéma de données et le pré-processeur

Le schéma de données décrit l'ensemble des données, leur organisation et leur format. Il est spatialisé, c'est-à-dire qu'il peut contenir, outre des données numériques, des informations géographiques (extension spatiale du domaine modélisé, modèle numérique de terrain, mais aussi par exemple carte des propriétés du sol). Le fait que chaque module dispose de son propre schéma de données garantit une meilleure indépendance entre les modules, et une plus grande flexibilité dans l'intégration de modèles : il n'y a pas de contraintes imposées de l'extérieur pour développer un schéma de données, un module peut être facilement isolé et utilisé seul (ce qui est utile pour le tester), ou au contraire retiré d'un modèle (ce qui ne serait pas le cas si la structure de données était définie à partir du modèle, c'est-à-dire d'un ensemble défini de modules : si on retire un module, la structure de données n'est plus valable). De plus, le fait que le schéma de données soit défini en même temps que le module par le développeur permet de mieux s'assurer que les données seront bien au format requis,

et donc de limiter ensuite les problèmes d'initialisation.

Dans l'implémentation actuelle, ce schéma de données est défini sous la forme de requêtes SQL qui sont intégrées au programme C++ du module. A partir de ce schéma de données, des tables sont créées dans la base de données PostgreSQL de l'utilisateur. Ce dernier doit alors les renseigner à partir des données dont il dispose. Le pré-processeur permet ensuite de lire ces tables et d'initialiser le solveur en attribuant aux paramètres et aux variables d'état les bonnes valeurs. Lorsque la résolution des équations du solveur nécessite la discrétisation du domaine de modélisation en cellules, c'est également le pré-processeur qui génère le maillage en s'appuyant sur des instructions et données qui auront été fournies par l'utilisateur dans les tables. Le pré-processeur joue ainsi un rôle d'intermédiaire entre le solveur et les données.

3.2.3 Le solveur

Le solveur est le véritable cœur du module. C'est dans le solveur que se trouvent non seulement la physique du module (définition des variables d'état, résolution des équations représentant les processus), mais également tout le mécanisme de gestion du pas de temps et la communication du module avec l'extérieur (et donc le couplage).

3.2.3.1 Gestion du pas de temps et progression de la simulation

On a vu précédemment qu'une des principales caractéristiques de LIQUID est que chaque module dispose de son propre pas de temps⁶. Au cours d'une simulation, le solveur a accès en permanence à la date courante et peut se positionner dans le temps. Lors de son exécution à une date donnée, une fois que les calculs prévus ont été effectués, le solveur doit estimer son pas de temps suivant. La méthode pour estimer ce pas de temps est laissée à l'initiative du développeur. Ce pas de temps étant évalué à chaque fois, il peut ne pas être toujours le même au cours de la simulation, par exemple en fonction de l'état du système ou de critères numériques de convergence. Cela permet au solveur de mieux coller à la dynamique interne propre au processus physique.

Ainsi, à la fin de chaque exécution, le solveur prévoit la date de sa prochaine exécution. Il la transmet au scheduler. Le couple (solveur, date) est appelé une *action*. A la date prévue, le scheduler se charge d'exécuter l'action, c'est à dire de réveiller le solveur en appelant sa méthode principale de calcul. Le solveur effectue donc ses calculs, puis prévoit sa prochaine date d'exécution. C'est ainsi que la simulation progresse. Ce mécanisme est illustré sur la figure 3.3.

⁶La règle générale est qu'à un module corresponde un pas de temps. Cette règle n'est cependant pas absolue : on verra dans la suite de ce mémoire des exemples de modules LIQUID ayant deux pas de temps (chapitre 5) ou zéro (chapitre 6). Toutefois c'est ce que l'on présentera ici pour une meilleure compréhension du mécanisme.

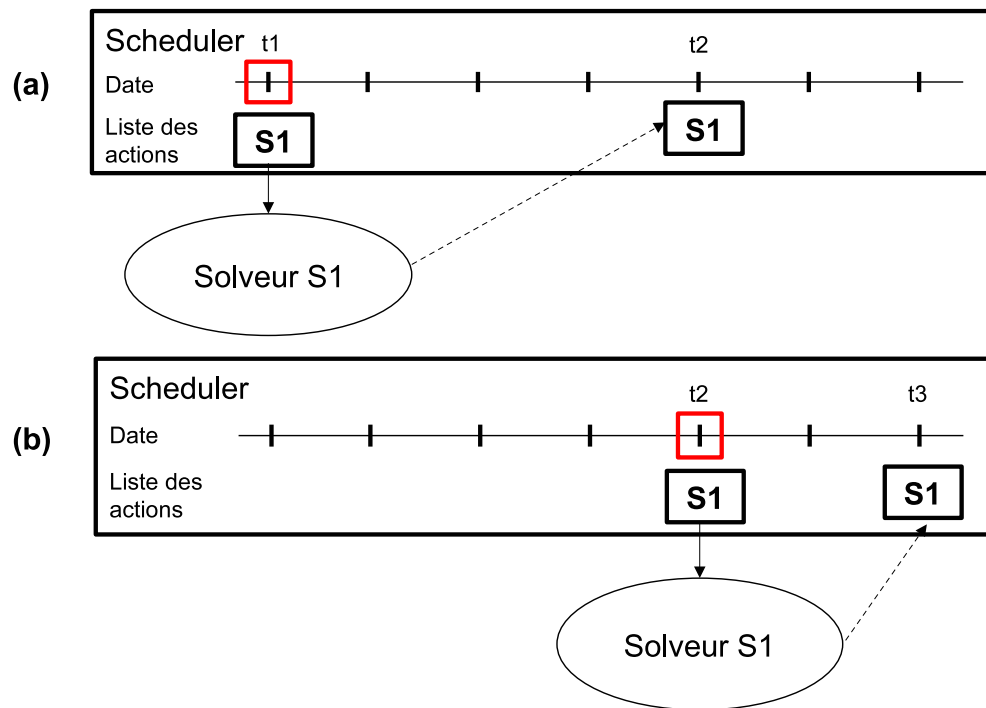


FIG. 3.3 – Fonctionnement de la mécanique temporelle dans LIQUID :

- (a) le solveur est exécuté à la date t_1 et planifie sa prochaine exécution à la date t_2 ;
- (b) à la date t_2 , le solveur est activé par le scheduler, s'exécute et prévoit à nouveau exécution à la date t_3 .

De plus, le solveur a la capacité, au cours d'une simulation, d'annuler une action qu'il avait placée dans le scheduler et de la reprogrammer à une autre date, comme représenté sur la figure 3.4. Ce mécanisme s'appelle une interruption. Il est soumis à quelques règles : on ne peut annuler que des actions futures, et on ne peut re-programmer une action qu'entre la date courante (la date à laquelle est faite l'interruption) et la date initiale (celle de l'action annulée). Il est impossible de revenir en

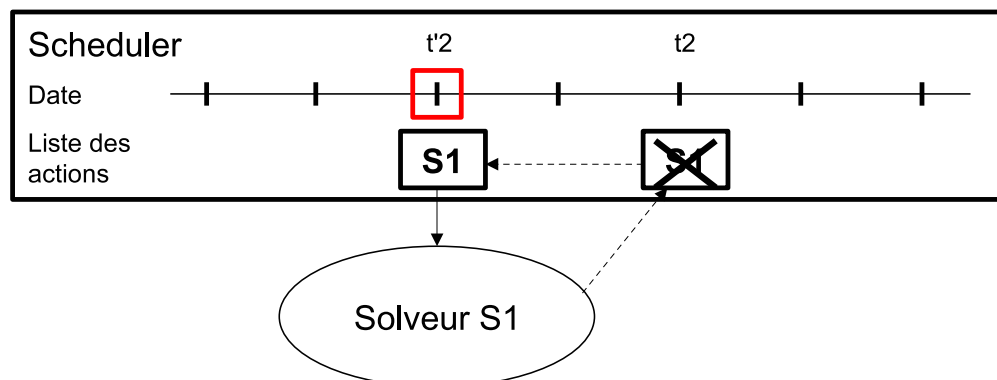


FIG. 3.4 – Le mécanisme d'interruption : le solveur avait prévu son exécution à t_2 . Une sollicitation extérieure fait qu'à t'_2 , il annule l'action prévue à t_2 pour s'exécuter immédiatement.

arrière⁷.

3.2.3.2 Communication avec l'extérieur

Le solveur a des entrées et des sorties. Les sorties du solveur sont appelées *signaux*. Un signal peut correspondre à n'importe quelle variable calculée dans le solveur (débit, hauteur de nappe, flux d'évapotranspiration, profil de teneurs en eau par exemple) à laquelle on souhaite que le monde extérieur ait accès. A chaque fois qu'il recalcule ses variables, le solveur envoie leurs nouvelles valeurs à l'extérieur du module (et donc aux autres modules) en passant par ses signaux. On dit que le solveur *signale* les nouvelles valeurs des variables.

Les entrées du solveur s'appellent des *slots*. Un slot correspond à une variable dite de forçage du solveur (pluie, hauteur de nappe, flux latéral, intrants agricoles par exemple). De façon symétrique à ce qui se passe pour un signal, un slot transmet au solveur les valeurs de la variable à laquelle il correspond au fur et à mesure que celles-ci sont calculées. Mais le slot accomplit également une autre fonction : il détermine les réactions du solveur aux changements de cette variable. Il contient donc un certain nombre d'instructions qui prévoient toutes les réactions possibles. C'est au développeur du module de décider quelles réactions le solveur doit avoir par rapport aux variations d'une entrée donnée, en fonction de ce qu'il veut représenter de la réactivité du système qu'il modélise. De manière générale, il faut définir comment le solveur doit répondre à des sollicitations par rapport à cette variable (par exemple s'il doit répondre quel que soit le changement de valeur, ou s'il ne doit répondre que si le changement de valeur dépasse un certain seuil . . .), et comment il doit y répondre. Pour ce dernier point, on peut utiliser le mécanisme d'interruption décrit plus haut, qui permet au solveur de s'adapter immédiatement au changement de forçage.

Grâce aux signaux et aux slots, le solveur a donc la capacité de réagir aux événements extérieurs. C'est ce mécanisme qui permet ensuite le couplage de plusieurs modules. Un exemple d'un tel couplage sera présenté à la section 3.3.3.

3.2.4 Architecture informatique

L'architecture informatique d'un module est simple : lorsqu'il veut construire un nouveau module, le développeur doit suivre le canevas présenté figure 3.5, et implémenter deux classes : la classe CPreproc pour tout ce qui a trait aux données (schéma de bases de données et pré-processeur), et la classe CSolver pour le solveur.

⁷Dans certains modèles, le pas de temps est évalué une fois le calcul effectué. Si ce calcul n'est pas satisfaisant, pour des raisons numériques par exemple, on peut alors revenir en arrière (au pas de temps précédent), pour recommencer le calcul avec un pas de temps plus petit. Dans LIQUID, comme le pas de temps est évalué *a priori*, c'est à dire avant d'effectuer le calcul, le mécanisme de retour en arrière est inutile.

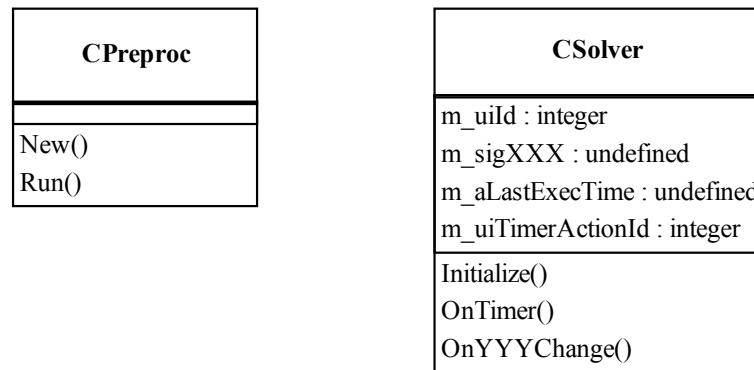


FIG. 3.5 – Les classes d’un module LIQUID. Les méthodes et attributs qui figurent sur le schéma sont obligatoires.

Dans la classe CPreproc, la méthode New() doit contenir les instructions liées au schéma de données. C’est son appel qui permettra de créer les tables. La méthode Run() doit contenir les opérations du pré-processeur : lecture des données situées dans les tables, génération du maillage (si besoin) et initialisation du solveur. Des opérations géométriques un peu complexes (calculs de surfaces et longueurs, identification de voisins, redécoupages internes du domaine de modélisation) peuvent être réalisées à cette occasion.

Parmi les variables membres devant figurer dans la classe CSolver, m_uId est de type entier et correspond à l’identifiant du solveur. Il est notamment utilisé lors de l’appel de la méthode Run() de CPreproc pour l’initialisation du solveur. m_uiTimerActionId est l’identifiant de l’action, il est utilisé à chaque pas de temps par le solveur pour planifier (ou annuler) sa prochaine action dans le scheduler. m_aLastExecTime sert à stocker la date de la dernière exécution du solveur, et permet donc de calculer le pas de temps effectif. Enfin, il faut définir tous les signaux du solveur. La convention pour le nom des signaux est m_sigXXX, où XXX est à remplacer par le nom de la variable concernée. Les méthodes à implémenter sont :

- la méthode Initialize(), qui doit permettre au solveur de programmer sa première date d’exécution en tout début de simulation ;
- la méthode OnTimer(), qui est la méthode de calcul principale. C’est cette méthode qui est appelée par le scheduler lorsqu’il doit « réveiller » le solveur ;
- les différents slots du solveur ; ils sont nommés OnYYYChange(), où YYY est à remplacer par le nom de la variable correspondante.

Cela constitue un point de départ ; en ajoutant d’autres variables, d’autres méthodes, d’autres classes liées au solveur, le développeur pourra représenter des systèmes très complexes.

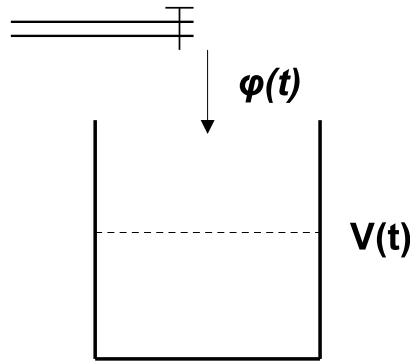


FIG. 3.6 – Exemple de module très simple.

Pour illustrer de manière concrète la façon de construire un module, prenons l'exemple très simple d'un réservoir de capacité infinie en train de se remplir d'eau, tel qu'on peut le voir sur la figure 3.6. Ce réservoir est alimenté par un robinet délivrant un débit variable dans le temps $\phi(t)$ [L^3T^{-1}]. Son état est caractérisé par le volume d'eau $V(t)$ [L^3].

Dans le préprocesseur de ce module, on définira une table unique qui contiendra un identifiant et la valeur initiale de V . Le solveur aura pour variable d'état le volume V , et contiendra aussi vraisemblablement une variable membre correspondant au débit d'entrée, ainsi qu'une variable membre correspondant à la dérivée de V dans le temps. On aura donc pour ce solveur le signal `m_sigVolume` pour le volume d'eau, ainsi que le slot `OnInputFlowChange()` pour le débit d'alimentation. On définit ensuite ce que doit contenir le slot ; si l'on décide que le solveur doit se réexécuter à chaque changement du débit d'alimentation, on doit donc coder les instructions suivantes :

- mise à jour de la variable membre correspondant au débit d'entrée ;
- suppression de la prochaine action du solveur programmée dans le scheduler ;
- reprogrammation de cette action à la date courante.

La méthode `OnTimer()` doit contenir les instructions à réaliser à chaque pas de temps. L'organisation de ces instructions pourrait typiquement être la suivante :

1. calcul du pas de temps effectif (différence entre la date courante et la date de la dernière exécution `m_aLastExecTime`) ;
2. intégration sur ce pas de temps de dV/dt qui donne la valeur de V à la date courante ;
3. calcul de la nouvelle valeur de la dérivée dV/dt à l'aide de la nouvelle valeur de forçage ϕ (ici $dV/dt = \phi$) ;
4. estimation du pas de temps suivant ;
5. programmation de la prochaine action à la date correspondante (date courante + pas de temps) ;
6. envoi du signal `m_sigVolume` pour la nouvelle valeur de V .

Une telle organisation de `OnTimer()` est classique même pour un système plus complexe qu'un réservoir. Dans cet exemple, on utilise un schéma numérique explicite car la valeur de la variable V à un instant donné est estimée uniquement en fonction de valeurs calculées au pas de temps précédent (ici la dérivée de V). Deux méthodes numériques adaptées pour effectuer l'intégration dans le temps peuvent être par exemple la méthode d'Euler ou méthode de Runge-Kutta (la méthode d'Euler suffirait vraisemblablement pour notre réservoir!). Pour l'estimation du pas de temps suivant, on peut fixer un pas de temps maximal, puis procéder à une intégration prospective de la variable d'état, et évaluer ce pas de temps en fonction de contraintes propres au solveur (contraintes numériques, ou par exemple pour le réservoir une augmentation maximale du volume au cours d'un pas de temps fixée à 100 litres). Si le pas de temps est mauvais, on le diminue.

Bien sûr, d'autres méthodes d'estimation du pas de temps, d'autres schémas numériques peuvent être utilisés. La méthode `OnTimer()` peut être organisée différemment. Le développeur a beaucoup de liberté pour construire son solveur. La seule contrainte fixe est qu'à chaque pas de temps, ce dernier soit capable de programmer sa prochaine action.

3.3 Les modèles dans LIQUID

3.3.1 Définition

Pour effectuer des simulations, il faut maintenant construire des *modèles*. Un modèle est défini dans LIQUID comme un ensemble de modules interconnectés. Pour réaliser une connexion entre deux modules, il suffit de faire correspondre un signal d'un module à un slot de l'autre module. Le nombre de connexions entre deux mêmes modules n'est pas limité. En reliant ainsi les modules deux à deux, on peut construire toutes sortes de modèles, du plus simple au plus complexe. Le plus simple des modèles, que l'on utilisera pour tester un module séparément, comprendra ainsi le module à tester, ainsi que des modules pour les entrées et sorties.

Deux modules utilitaires sont ainsi proposés par la plate-forme LIQUID, les modules INPUT et OUTPUT. Ils ne réalisent aucun calcul, et permettent seulement d'alimenter d'autres modules en données ou d'en recueillir les résultats. Le module INPUT est ainsi capable de lire une chronique stockée dans une table, et d'envoyer un signal lorsque la valeur consignée dans la table change. Si l'on connecte ce signal à un slot, on peut alimenter le module correspondant en données de forçage. Le module OUTPUT, lui, écrit dans un fichier les valeurs qu'il reçoit par son slot. En connectant les signaux d'un module aux slots de modules OUTPUT, on récupère ses sorties. Ces modules sont décrits en annexe D.

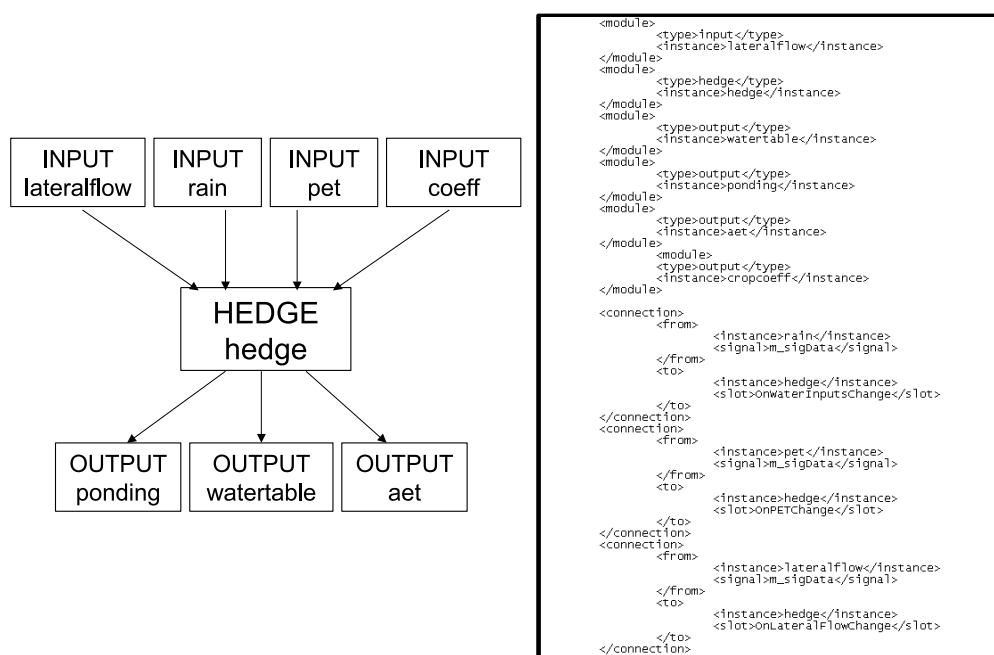


FIG. 3.7 – Le modèle TESTHEDGE. A gauche, schéma du modèle avec les modules impliqués et les connexions (*pet* est pour évapotranspiration potentielle et *aet* pour évapotranspiration réelle; *coeff* est un coefficient pour la transpiration de la haie, voir chapitre 5). A droite, extrait du fichier .model correspondant.

3.3.2 Construction et mise en œuvre

Concrètement, la construction d'un modèle consiste à faire la liste des modules utilisés et à énumérer toutes les connexions entre ces modules. Plus précisément, on fait la liste des *instances* de modules utilisées et des connexions entre ces instances. En effet, le nom d'un module correspond en fait à un type de module, et on peut avoir besoin de plusieurs modules du même type pour le même modèle. Par exemple, on peut avoir besoin plusieurs fois d'un module de type INPUT pour la pluie, pour l'évapotranspiration potentielle, pour des applications de produits phytosanitaires. On définit donc des instances du module INPUT qui s'appelleront « Pluie », « ETP » et « Pesticide ». L'ensemble des instances de modules et des connexions est consigné dans un fichier d'extension .model, qui est au format xml.

La figure 3.7 présente un exemple de modèle et le fichier .model correspondant. Il s'agit du modèle de test du module HEDGE qui fait l'objet du chapitre 5. Ce modèle TESTHEDGE fait appel à une instance du module HEDGE, nommée *hedge*, ainsi qu'à plusieurs instances des modules INPUT et OUTPUT qui sont connectées aux slots et signaux de *hedge*. Dans le fichier .model dont on a ainsi un extrait, on définit d'abord les instances des différents modules, puis ensuite les connexions entre ces instances en écrivant directement les noms des slots et des signaux des modules concernés.

Le fichier `.model` est interprété par le build system de LIQUID, qui génère un code C++. Après compilation, on obtient ainsi un fichier exécutable du nom du modèle. Cet exécutable permet de réaliser les simulations, en trois étapes :

1. partie 1 du pré-processing du modèle : génération de l'ensemble des tables du modèle (1 jeu de tables par instance de module) ;
2. remplissage des tables par l'utilisateur et partie 2 du pré-processing : lecture des données et initialisation des solveurs ;
3. simulation proprement dite.

Une possibilité est offerte par LIQUID au cours de l'étape 2 : celle de définir plusieurs solveurs pour une même instance de module. Par exemple, pour une instance « Pluie » du module INPUT, on peut imaginer un solveur par station de mesure pluviométrique. Pour l'utilisateur, cela se fait naturellement en ajoutant dans les tables concernées autant de lignes que nécessaire. Le pré-processeur du module, en lisant les tables, crée et initialise plusieurs instances du solveur, caractérisées par leur identifiant *m_uid*. Le recours à ce double niveau d'instanciation a deux avantages importants :

- il permet de diminuer le nombre de tables à manipuler par l'utilisateur final du modèle, et donc facilite sa mise en œuvre ;
- il confère au modèle une plus grande généricité : avec un nombre variable de solveurs par instance de modules, un même modèle peut être utilisé sur plusieurs cas d'étude faisant intervenir les mêmes modules. Cet aspect concerne particulièrement les modèles distribués spatialement : par exemple on peut appliquer sur un bassin versant le même modèle sur des découpages spatiaux différents.

L'inconvénient est par contre que les connexions doivent se faire entre instances de solveurs, et non entre instances de modules, ce qui est plus complexe à décrire. Pour le moment, on ne peut pas dans ce cas recourir au fichier `.model`, dans lequel les connexions sont seulement décrites entre instances de modules. Il faut écrire le code source C++ du modèle à la main. On en verra un exemple au chapitre 7.

3.3.3 Déroulement d'une simulation

Lors de la simulation, le solveur de chaque module exécute ses calculs et place ses actions dans le scheduler comme détaillé à la section 3.2. Les connexions entre les signaux et les slots permettent de faire communiquer entre eux plusieurs modules, et donc de réaliser des couplages temporels. Les figures 3.8, 3.9 et 3.10 présentent un exemple de déroulement d'une simulation pour deux instances de modules, Instance1 et Instance2, liées par une connexion signal-slot, et montre comment fonctionne le couplage temporel sur un cas simple. Instance1 peut correspondre à l'instance d'un module INPUT

pour la pluie. Instance2 peut être l'instance d'un module d'infiltration qui reçoit la pluie. Le signal d'Instance1 est connecté au slot d'Instance2. On suppose ici que ce slot est défini de la façon suivante :

- pas de réaction si la variation de la pluie est en-deçà d'un seuil donné ;
- lorsque le seuil est dépassé, on prend en compte la nouvelle valeur immédiatement en annulant la prochaine action et en la reprogrammant à la date actuelle.

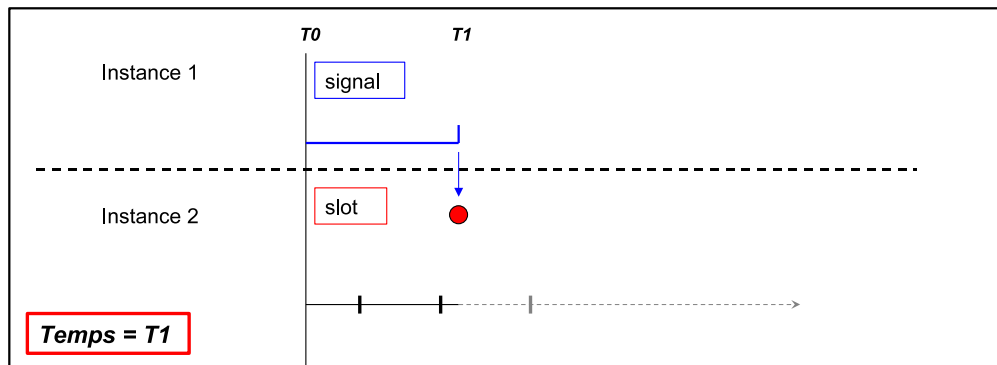


FIG. 3.8 – Fonctionnement du couplage temporel : état du système à la date T_1 .

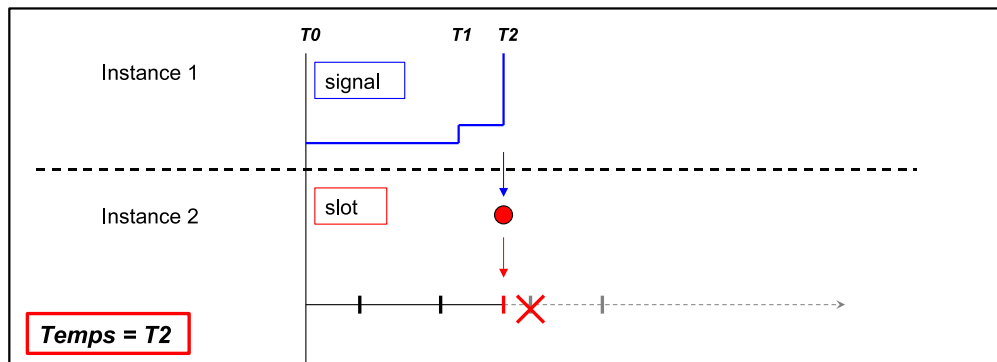


FIG. 3.9 – Fonctionnement du couplage temporel : état du système à la date T_2 .

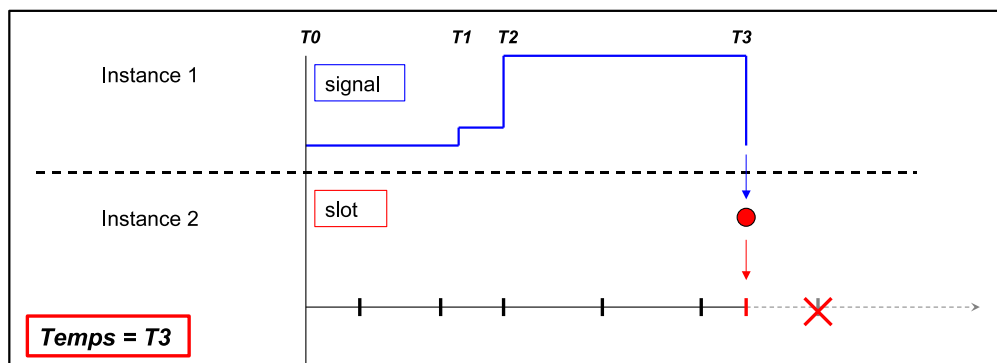


FIG. 3.10 – Fonctionnement du couplage temporel : état du système à la date T_3 .

Sur la figure 3.8, la simulation a débuté à T_0 . Instance2 a pris en compte la valeur du signal de Instance1 dès le début de la simulation et calcule son pas de temps en fonction de ses contraintes internes. A la date T_1 , la valeur de la pluie augmente ; Instance1 envoie donc un signal. Le slot d'Instance2 reçoit ce signal et le traite : comme le changement est inférieur au seuil, le slot ne fait rien. Le solveur d'Instance2 continue donc la simulation sans réagir.

La figure 3.9 présente l'état du système à la date T_2 . A T_2 , la valeur de la pluie augmente encore. Instance1 envoie son signal. Cette fois, le seuil est dépassé et donc le slot d'Instance2 annule la prochaine action qui était prévue après T_2 et la replace à T_2 . Le solveur d'Instance2 est donc exécuté à T_2 , avec la nouvelle valeur de la pluie, et il re-programme son prochain pas de temps.

Entre T_2 et T_3 (figure 3.10), le solveur d'Instance2 continue à réaliser ses calculs et à programmer ses actions normalement. Puis à nouveau, à la date T_3 , la valeur de la pluie change avec une amplitude supérieure au seuil. Il se passe donc, comme représenté sur la figure 3.10, la même chose qu'à la date T_2 : le slot d'Instance1 annule l'action qui était programmée après T_3 pour la placer à T_3 .

Ce fonctionnement est général, y compris pour des modules plus compliqués que ceux présentés dans cet exemple. Lorsque deux modules sont reliés par deux connexions signal-slot, une dans un sens et une dans l'autre (on parle alors de couplage bi-directionnel), le fonctionnement est identique. Il faut alors définir les slots de chaque module de manière à ce que la rétroaction soit possible sans empêcher la progression de la simulation.

3.4 Le couplage spatial

L'ambition de LIQUID est de permettre de construire des modèles hydrologiques composés de modules fonctionnant chacun avec des échelles temporelle et spatiale qui leur sont propres. La question des échelles temporelles multiples est traitée grâce au système des slots et des signaux, qui permet de synchroniser les modules et de réaliser les couplages temporels. Reste à traiter le cas des pas d'espace multiples et du couplage spatial. On part du principe que chaque module s'appuie sur un domaine de modélisation qui peut être un point, une ligne, une surface ou un volume et qui a, a priori, une forme quelconque. Dans un bassin versant, cette forme est dictée par la topographie, les caractéristiques du sol (substrat géologique par exemple), ou encore par l'occupation du sol en surface. Dans le cas du bassin de la Fontaine du Theil, les facteurs qui contribueront de manière essentielle à la définition des domaines de modélisation seront le tracé de la rivière, des fossés et des talus, ainsi que le découpage du parcellaire. De cette manière, le « maillage » d'un modèle hydrologique à l'échelle du bassin, défini comme la juxtaposition dans l'espace des domaines de modélisation des différents modules, ressemblerait fort, vu de dessus, à la carte du bassin figure 3.11. Cette même figure présente un aperçu en trois dimensions de ce maillage

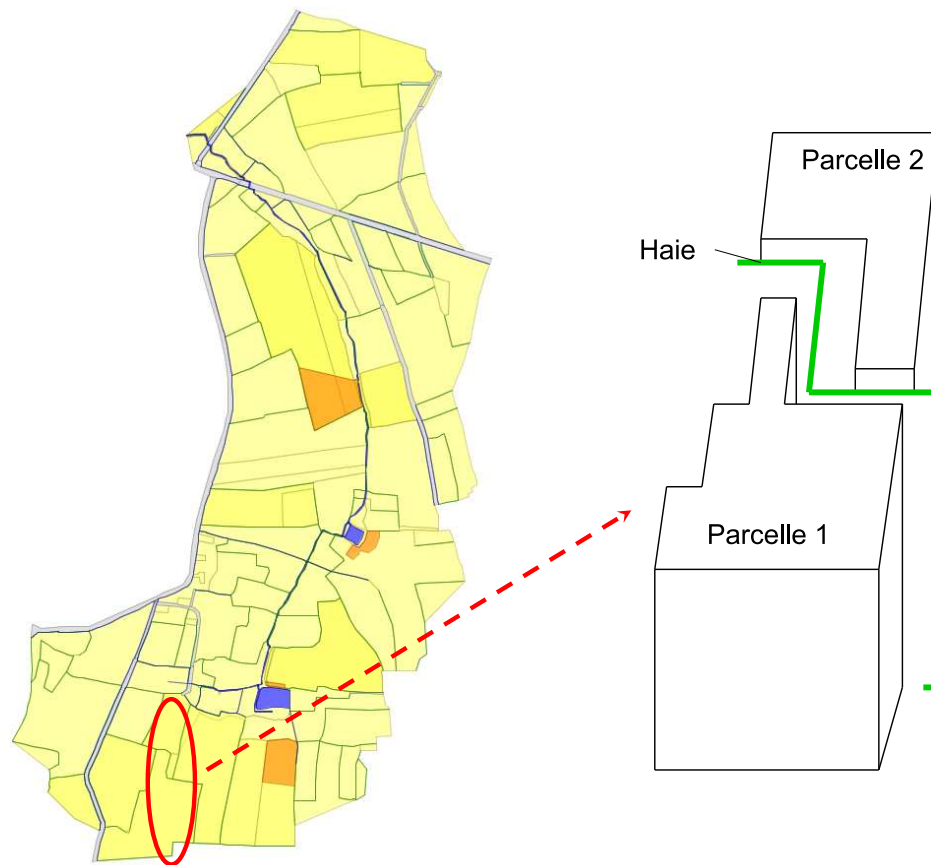


FIG. 3.11 – Exemple de configuration spatiale sur l'exemple du bassin versant de la Fontaine du Theil.

dans une petite zone composée de deux parcelles et une haie. On voit donc que les configurations peuvent être compliquées.

Entre ces éléments de formes complexes, on aura à faire transiter des flux : par exemple le ruissellement qui passe d'une parcelle à l'autre, des flux souterrains qui traverseront les différentes colonnes dans un sens ou dans l'autre en fonction du gradient hydraulique, ou encore le flux d'une nappe vers une rivière, qui dépend du niveau d'eau dans la rivière. Les questions qui se posent alors sont nombreuses : dans quel(s) module(s) effectuer le calcul de ces flux échangés ? Comment identifier les voisins, agréger ou désagréger les flux dans le cas de voisins multiples ? Et surtout comment calculer ces flux lorsque les modules ne sont pas de même type et qu'on n'a pas nécessairement accès à toutes leurs variables d'état, mais seulement à leurs signaux ?

Il s'agit d'un point délicat, pour lequel la littérature n'apporte pas de réponse concrète pour l'instant. Pour la plate-forme JAMS, par exemple, le problème de couplage spatial tel que formulé ici n'existe pas, puisque les différents éléments composant les modèles sont ordonnés temporellement et spatialement.

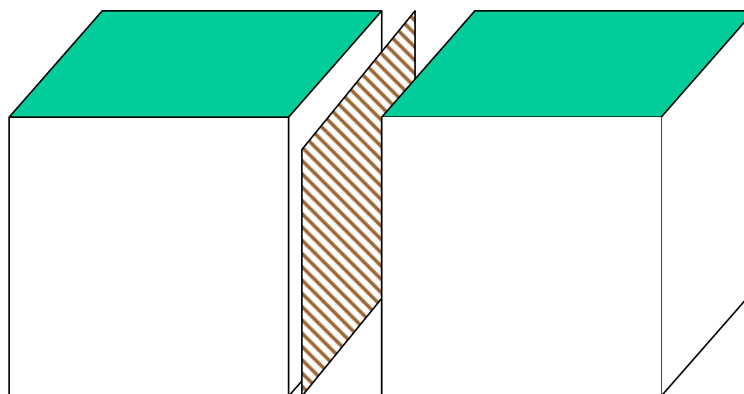


FIG. 3.12 – Un exemple d'interface.

LIQUID ne fournit pas de réponse définitive à ce problème. Une solution pour l'instant à l'étude fait appel à des éléments appelés *interfaces*. Une interface est définie comme la surface de contact entre deux domaines géométriques correspondant à deux modules qui doivent échanger des données, par exemple deux colonnes de sol comme représenté figure 3.12. On se propose de faire correspondre à chaque interface un module particulier, qui prenne en charge le couplage spatial : identification des voisins, calcul des distances et des longueurs de contact, et calcul des flux d'échanges. De cette manière, les modules classiques doivent simplement prévoir des termes puits ou sources pour prendre en compte ces flux dans leur bilan. La notion d'interface présente l'avantage d'être extensible : elle peut être appliquée, outre aux flux latéraux souterrains, à la distribution spatiale de la pluie à la surface du sol, ou à l'interaction entre deux aquifères. Un premier prototype d'interface, pour les flux latéraux souterrains appelé WTI est présenté et testé au chapitre 6.

3.5 Conclusion et perspectives

La plate-forme de modélisation environnementale LIQUID est un outil complet, qui permet le développement et la mise en œuvre de modèles hydrologiques construits sur mesure à partir de modules couplés entre eux. LIQUID propose un patron ainsi que plusieurs bibliothèques spécifiques pour aider au développement des modules. Les modules sont des entités autonomes, qui disposent de leur propre structure de données, et sont capables de gérer leur pas de temps et de communiquer avec d'autres modules selon une approche comportementale. Cela permet de réaliser des couplages temporels. Un prototype utilisé pour la réalisation de couplages spatiaux sera présenté au chapitre 6.

Actuellement, les modules en état de fonctionnement dans LIQUID sont :

- un module de sol représentant les transferts verticaux d'eau non saturés et saturés par résolution de l'équation de Richards d'après Ross (2003) nommé FRER1D, et qui sera présenté au chapitre 6 ;

- plusieurs modules représentant la croissance des cultures, l’interception de la pluie par la végétation, l’évaporation et la transpiration des plantes d’après Varado *et al.* (2006a) : VEGINT simule l’interception de la pluie par la végétation, ETPART la partition de l’évapotranspiration potentielle entre sol nu et végétation, ROLI l’extraction racinaire et CRLINPG la rotation des cultures et leur croissance selon un modèle interpolant linéairement les caractéristiques de la végétation ;
- trois modules de parcelle drainée incluant le transfert de produits phytosanitaires, SIDRA, SIRUP et SILASOL ;
- un module de talus/haie pour les transfert d’eau uniquement, HEDGE ;
- un module simplifié de transferts latéraux saturés, WTI.

Les trois derniers modules ont été développés et testés dans le cadre de ce travail de thèse. Il faut aussi mentionner les modules utilitaires INPUT (lecture de chroniques), OUTPUT (écriture de résultats dans des fichiers) et FCA (répartition spatiale de forçages climatiques), qui font l’objet de l’annexe D. D’autres modules de processus sont en cours de développement et représentent :

- l’écoulement simplifié en rivière d’après Reggiani et Rientjes (2005) ;
- les transferts d’eau en trois dimensions dans les sols par une extension de la méthode de Ross (Neveu, 2006) ;
- les transferts d’eau en deux dimensions en zone saturée par la résolution de l’équation de Boussinesq (Dehotin, 2007) ;
- le ruissellement de surface sur un modèle d’onde diffusante.

Bien sûr, cette modeste bibliothèque de modules est appelée à encore s’enrichir des contributions des actuels et futurs partenaires d’HYDROWIDE : autres modules hydrologiques de base, modules de transfert de solutés associés, modules représentant d’autres discontinuités hydrologiques, module de zone urbaine...

La plate-forme LIQUID elle-même est par ailleurs en cours de développement et sera certainement amenée à évoluer dans le temps. Les mécanismes de gestion des pas de temps et de couplage temporel présentés dans ce chapitre constituent cependant une base bien stabilisée. Les améliorations prévues concernent dans l’immédiat les interfaces d’écriture des modèles et de visualisation des résultats (sorties graphiques par exemple). La possibilité d’encapsuler dans LIQUID des modèles existants écrits en Fortran est également à l’étude.

Enfin, à plus long terme, la comparaison de LIQUID avec d’autres plate-formes sur des modèles-tests et des cas-tests pourrait s’avérer fructueuse. La compatibilité de LIQUID avec le standard OpenMI pourrait également ouvrir d’autres horizons.

Deuxième partie

Développement de modules d'aménagements hydro-agricoles

Introduction

Choix des aménagements représentés

Comme on a pu le voir sur l'exemple du bassin de la Fontaine du Theil au chapitre 1, il existe de nombreux types d'aménagements susceptibles d'influencer les écoulements d'eau et les transferts de produits phytosanitaires : drainage par tuyaux enterrés, haies, fossés, zones tampons enherbées, routes et chemins... Pour sélectionner les aménagements à modéliser de façon prioritaire, on a appliqué les critères de sélection suivants :

- disponibilité de résultats issus de travaux spécifiques sur ces aménagements, expérimentaux comme de modélisation, ayant permis de caractériser de façon claire les processus dominants. Notamment l'existence de références bibliographiques portant sur des approches de modèles simplifiés traduit un recul suffisant de la communauté scientifique par rapport aux résultats acquis, et est donc un facteur important dont il faut tenir compte ;
- présence effective et en grand nombre de ces éléments dans le paysage agricole français (et plus généralement en milieu tempéré), et en particulier présence sur le bassin versant de la Fontaine du Theil.

Ainsi, le **drainage** a été retenu car il s'agit d'un aménagement très fréquent, qui notamment concerne en France 10 % de la surface agricole utile (2,5 millions d'hectares). Les études relatives au drainage et à la qualité de l'eau (et aux transferts de pesticides en particulier) sont par ailleurs très abondantes dans la littérature, et correspondent à d'importants enjeux pour la gestion des bassins versants aménagés. Les milieux drainés sont par ailleurs des systèmes à propos desquels les processus sont étudiés depuis de très longues années (Mayer, 1854) et sont maintenant bien connus. On peut recenser un grand nombre de modèles portant spécifiquement sur les milieux drainés (Skaggs, 1999; Lesaffre et Zimmer, 1988), parmi lesquels des modèles de transfert de solutés très connus (Leonard *et al.*, 1995; Larsbo et Jarvis, 2003). Enfin, il y a cinq zones drainées sur le bassin versant de la Fontaine du Theil.

Les **haies** sont des éléments d'étude plus récents en milieu tempéré, sur lesquels la littérature est nettement moins abondante que pour le drainage. Cependant, un certain degré de connaissance sur

les processus en jeu est atteint, notamment suite aux travaux réalisés par l'INRA à Rennes (Merot, 1999; Caubel *et al.*, 2003). On peut notamment recenser une première tentative de modélisation simplifiée par Viaud *et al.* (2005). Par ailleurs, les haies sont extrêmement présentes sur la Fontaine du Theil. Il aurait été difficile de monter un modèle sur ce bassin sans les prendre en compte.

D'autres aménagements hydro-agricoles comme les fossés et les bandes tampons enherbées font l'objet d'études approfondies, notamment au Cemagref à Lyon (Adamiade, 2004; Margoum, 2003; Lacas, 2005). Il s'agit cependant de résultats récents sur lesquels le recul ne nous a pas paru suffisant pour autoriser un travail de conceptualisation sérieux dans les délais impartis.

Démarche adoptée

On a procédé de façon similaire pour les deux éléments sélectionnés.

On a tout d'abord effectué un travail de synthèse sur les processus en jeu et les différentes approches de modélisation existantes. Pour le drainage, les processus sont bien connus et les analyses bibliographiques déjà nombreuses (Arlot, 1999; Paris, 2004). On a donc surtout travaillé sur les modèles. Pour les haies par contre, on a procédé à une revue complète de l'état des connaissances.

Pour la construction des modules proprement dits, on s'est essentiellement appuyé sur des approches de modélisation antérieures, en réutilisant et en adaptant aux principes de LIQUID des modèles déjà existants :

- pour le drainage, on a repris et adapté les modèles SIDRA (Lesaffre et Zimmer, 1988) et SIRUP (Kao *et al.*, 1998) pour l'hydrodynamique. La modélisation du transfert de produits phytosanitaires a par contre donné lieu à une approche originale (Branger *et al.*, 2006b) ;
- pour les haies, on a travaillé à partir du modèle TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2002). La connaissance des processus a par contre été jugée insuffisante pour permettre la construction d'un module de transfert de pesticides pertinent. Seule l'hydrodynamique a donc été traitée.

On a également caractérisé les futures interactions de ces modules avec d'autres modules dans la perspective de l'assemblage d'un modèle de bassin versant.

La dernière étape a enfin consisté à tester ces modules à l'échelle locale. Pour le drainage, on a eu accès à un jeu important de données expérimentales, provenant du site de La Jaillière (Loire-Atlantique), géré par Arvalis-Institut du Végétal. L'utilisation de ces données a donc permis la validation des modules de drainage, y compris pour les produits phytosanitaires. Pour les haies, du fait de la non disponibilité des données, on a effectué seulement des tests de vraisemblance sur des cas-tests virtuels. Ces derniers ont tout de même permis de vérifier le bon fonctionnement du module et la cohérence des résultats.

Chapitre 4

Modules de parcelle drainée

Dans ce chapitre sont présentés trois modules simplifiés, nommés SIDRA, SIRUP et SILASOL, qui, couplés entre eux dans la plate-forme LIQUID, permettent de reproduire l'hydrodynamique d'une parcelle drainée en termes de débits sortants drainé et ruisselé, ainsi que les concentrations associées en produits phytosanitaires. Le module SILASOL a été intégralement conçu et développé dans le cadre de ce travail, alors que SIDRA et SIRUP sont les transpositions dans LIQUID de modèles déjà existants. Le modèle résultant de l'assemblage de ces trois modules, PESTDRAIN, a été testé et validé à l'échelle locale sur des données expérimentales provenant du site de La Jaillière, situé en Loire-Atlantique. Ce travail a été effectué avec l'appui d'un stagiaire de l'INA-PG au printemps et à l'été 2005 (de Sesmaisons, 2005).

L'analyse des approches de modélisation existantes, la description des principes physiques des trois modules formant PESTDRAIN, ainsi que la présentation et l'analyse des tests effectués ont fait l'objet d'un article soumis à *Journal of Hydrology*, qui insiste plus particulièrement sur le module SILASOL. Les modalités de fonctionnement et de couplage des modules dans la plate-forme LIQUID, qui ne sont pas traitées dans l'article, sont abordées dans la suite de ce chapitre.

4.1 Brefs rappels sur le fonctionnement du drainage

Dans une parcelle agricole, un réseau de drainage est constitué d'un ensemble de tuyaux perforés enterrés, tous à la même profondeur et à égale distance les uns des autres. Grâce aux perforations, les drains rabattent la nappe (dans des conditions déterminées par le dimensionnement de l'installation de drainage), et évacuent l'eau vers des collecteurs de drainage. Ces collecteurs se déversent ensuite dans le réseau d'assainissement à surface libre. Ce dispositif, implanté sur des terrains hydromorphes, permet donc de limiter la saturation du sol, pour améliorer à la fois son oxygénation et sa portance, et ainsi le rendre plus apte à la culture mécanisée. Dans la moitié nord de la France, ce dispositif fonctionne essentiellement en période hivernale, dite saison de drainage intense, où il permet de

limiter l'engorgement dû à la formation temporaire de nappes perchées.

L'observation des flux sortants de parcelles drainées expérimentales (flux ruisselés et drainés) a permis de caractériser de façon précise le comportement de ces aménagements hydro-agricoles. La présence de drainage contribue à réduire le ruissellement, car le rabattement de la nappe permet de diminuer la saturation des couches supérieures de sol et donc d'améliorer leur capacité d'infiltration. Dans le cas de sols battants, des épisodes de ruissellement peuvent toutefois être observés (Augeard, 2006). En ce qui concerne la dynamique du drainage lui-même, on peut en général distinguer deux phases dans la réponse du drain à un événement pluvieux. Dans le cas classique de fonctionnement analysé par Zimmer (1988) et Lesaffre (1988), la première phase, dite *phase influencée* (par l'intensité pluviométrique), dure quelques heures et comporte un pic de débit, le *débit de pointe*, qui peut être très élevé. La seconde phase est la phase de *tarissement non influencé*. Elle correspond à une décroissante régulière et très lente des débits, qui sont très inférieurs au débit de pointe. Cette dernière phase peut durer plusieurs jours en période hivernale (saison de drainage intense), et peut être inexistante en été. Pour le cas de sols limoneux peu profonds tels qu'on les trouve dans le quart Nord-Est de la France, où les réseaux de drainage se caractérisent par une faible profondeur des drains (1 m) et un faible écartement entre eux-ci (1 à 20 m), Lesaffre et Zimmer (1988) ont montré que l'on peut expliquer les deux phases à partir de la dynamique de la nappe uniquement (Zimmer, 2001). Il existe d'autres schémas de fonctionnement, notamment pour des sols argileux et/ou gonflants : un schéma classique aux Etats-Unis explique le débit de pointe par un transfert préférentiel à travers la tranchée de drainage ou le réseau macroporal (Russel, 1934).

En ce qui concerne les transferts de solutés et plus particulièrement de produits phytosanitaires, l'exportation dans les eaux de ruissellement est diminuée du fait de la réduction du ruissellement par le drainage. Par contre, on a pu observer expérimentalement des transferts rapides de produits à travers le sol vers le drain (Flury, 1996; Kladvko *et al.*, 2001; Novak *et al.*, 2003). Ces transferts rapides sont un enjeu important en termes de pollution car les drains sont directement connectés au réseau hydrographique. Le facteur explicatif le plus communément admis est le passage par le réseau macroporal du sol (Kladvko *et al.*, 2001). Les travaux expérimentaux de Arlot (1999) et Paris (2004) ont également montré que dans le cas de sols peu profonds, la présence de drainage entraîne de forts gradients hydrauliques bidimensionnels à proximité du tuyau, qui peuvent accélérer le transfert de produits sans recourir à l'hypothèse des macropores.

4.2 Article “*A conceptual modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field*” (soumis à Journal of Hydrology)

4.2.1 Résumé étendu

La modélisation des transferts de produits phytosanitaires en parcelle agricole drainée correspond à un enjeu environnemental majeur, mais est d’une approche délicate. La principale difficulté est de représenter correctement les flux rapides et les pics de concentration qui sont observés en sortie de drain. La bibliographie montre qu’en général ces phénomènes ne peuvent être reproduits qu’en faisant intervenir un transfert préférentiel par la macroporosité du sol, complexe à paramétrer. Cet article présente une approche simple fondée sur les fonctions de transfert et mise en œuvre dans le module de transport de solutés SILASOL.

SILASOL s’appuie sur la théorie des fonctions de transfert (Jury et Roth, 1990) et les travaux de Arlot (1999) et Paris (2004). Le sol y est conceptuellement divisé en deux compartiments verticaux parallèles, représentés chacun par une fonction de transfert exponentielle. Des valeurs de paramètres différentes permettent d’obtenir un compartiment de transfert rapide et un compartiment de transfert lent. La concentration en produit à l’exutoire de la parcelle drainée est égale à la moyenne des concentrations de chaque compartiment pondérée par leur contribution relative au débit drainé. Les capacités de dégradation et de sorption des solutés réactifs sont respectivement prises en compte au moyen d’une cinétique de dégradation du premier ordre et d’une isotherme linéaire d’adsorption avec équilibre instantané. Au-dessus des compartiments, un bilan de masse dans une couche de sol de « stockage » permet de déterminer la concentration d’entrée des fonctions de transfert et la concentration dans le ruissellement. Deux autres modules, issus de modèles développés antérieurement, SIDRA (Lesaffre et Zimmer, 1988) et SIRUP (Kao *et al.*, 1998), ont été ajoutés pour fournir à SILASOL les débits d’eau ruisselée et drainée. SIDRA, qui représente le fonctionnement de la nappe drainée, s’appuie sur l’équation de Boussinesq, tandis que SIRUP est un modèle conceptuel à trois réservoirs. Ces trois modules, développés et couplés dans la plate-forme de modélisation LIQUID, forment le modèle indépendant PESTDRAIN.

PESTDRAIN a été appliqué sur les données du site expérimental Arvalis de La Jaillière, en Loire-Atlantique. Le jeu de données disponible comporte, pour plusieurs parcelles drainées instrumentées, les débits drainé et ruisselé au pas de temps horaire, ainsi que des concentrations moyennes hebdomadaires pour différentes molécules dans les eaux de drainage et de ruissellement, sur plusieurs années. On a travaillé sur les données de quatre saisons de drainage intense sur une parcelle, pour les herbicides du blé Isoproturon et Diflufenicanil.

Les résultats de cette première évaluation du modèle PESTDRAIN sont satisfaisants. Les modules hydrodynamiques SIDRA et SIRUP permettent de reproduire correctement la dynamique du

sol drainé malgré une surestimation des débits en phase d’amorce du drainage. Après calibration, SILASOL simule de façon satisfaisante, sur des jeux de données indépendants, les concentrations moyennes hebdomadaires mesurées pour les deux molécules, en termes d’ordre de grandeur et de dynamique. Les cumuls de produit exporté à l’échelle de la saison de drainage sont également satisfaisants. Ces résultats nous confortent dans le choix d’une approche simplifiée à la fois du point de vue de la physique et du comportement chimique des pesticides. La discussion porte sur les valeurs calibrées des paramètres de SILASOL et leur signification physique, ainsi que sur l’influence de la qualité des simulations hydrodynamiques sur les résultats de transport de solutés.

4.2.2 Article

A conceptual modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field

F. Branger^{1,3}, J. Tournebize², N. Carlier¹, C. Kao², and M. Vauclin³

(1) Cemagref, UR QELY, 3 bis quai Chauveau, CP 220 F-69336, Lyon Cedex 09, France

(2) Cemagref, UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44 F-92163, Antony Cedex, France

(3) LTHE - UMR 5564 (CNRS, INPG, IRD, UJF), BP 53 F-38041, Grenoble Cedex 09, France

ABSTRACT In order to assess the influence of subsurface tile-drainage on pesticide leaching, and implications for landscape management at the watershed scale, a simplified model was developed. It is based on the transfer function approach and involves two compartments accounting respectively for slow and fast solute transport. These compartments are represented by two exponential transfer functions which differ only by their parameters. Adsorption and degradation properties of reactive solutes such as pesticides are also taken into account. This approach was implemented in a submodule named SILASOL, which was coupled with two submodules, SIDRA and SIRUP, for describing water flow in the saturated and unsaturated zone respectively. The resulting PESTDRAIN model is able to compute surface runoff and tile-drainage flow rates, as well as associated solute concentrations with a variable event-driven time step. PESTDRAIN was tested against field data, for wheat herbicides Isoproturon and Diflufenican, collected at the La Jaillière experimental site located in north-western France. The fitted parameters for the transfer functions were examined to see whether they are consistent with expected values and attributable to any physical explanation. The results show that the proposed simple model is a promising tool to describe at several time scales the pesticide concentrations at the outputs of a tile-drained field.

Keywords : Tile-drainage ; Isoproturon ; Diflufenican ; Transfer function ; La Jaillière field data

1 INTRODUCTION

1.1 General background

Since the beginning of the 90s, water quality concerns have grown in Europe and France, for both surface and groundwater. Notably, agricultural pesticide non-point source pollution has been identified as an important issue by the European Water Framework Directive¹. Recent surveys show that 59 % of surface resources and 55 % of groundwater resources for drinking water in France are contaminated by one or several molecules (IFEN, 2004). Many factors influence the concentration

¹Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy

levels at the outlet of a farmed catchment. Among them, agricultural management practices such as subsurface drainage or buffer zones can play an important role. In particular, subsurface drainage is a widely used agricultural management device : it consists in perforated tiles which are buried into the soil and transfer excess water from subsurface to an outlet, typically a surface drainage ditch. It improves soil bearing and facilitates crop growth by a better soil oxygenation. In North-Western France in particular, it is used to reduce winter water-logging. However, the presence of tile-drains in the soil induces fast water flow and contaminant transport (Kladivko et al., 2001), with a direct connection to the hydrographic network. Therefore subsurface drainage is recognized to influence deeply catchment response to rainfall events and pesticide leaching to the outlet. Numerical models can be relevant tools for addressing this issue and estimate the outputs of a tile-drained agricultural plot in the prospect of pollution evaluation at the watershed scale.

1.2 Short review of existing modelling approaches

There is a large number of existing models for pesticide leaching in soil at local scale. Looking for a model which would be able to simulate herbicide fate in Finnish sugar beet cultivation, Siimes and Kämäri (2003) reviewed 82 models.

Most known models for pesticide leaching in soils were originally developed to predict effects of agricultural practices on losses below the root zone. Some of them are used for pesticide registration, as GLEAMS (Leonard et al., 1995) or MACRO (Larsbo and Jarvis, 2003). Comparative studies of such models can be easily found in literature (Vanclooster et al., 2000 ; Dubus et al., 2003). The pesticide transfer components of these models are usually sophisticated and propose several options for representing pesticide application mode and molecules volatilization, degradation and sorption properties. They can include also complex agronomic components. On the other hand, the hydrological components of these models are relatively simple. They consider only mono-dimensional vertical water flow in the superficial layers of soil, preferentially focusing on the unsaturated zone. The original GLEAMS does not even include water table. The description of water percolation through soil can be either based on conceptual capacitive approaches, such as GLEAMS and Agriflux (Banton and Larocque, 1997), or physically-based, using the 1D Richards equation, such as MACRO, PEARL (Tiktak et al., 2002), LEACHP (Dust et al., 2000) or RZWQM (Bakhsh et al., 2004). Most of these upland hydrology models were modified to include subsurface tile-drainage and pesticide transport to the drains. The technique is similar to that described by Tournebize et al. (2004) : on the basis of the water table level computed by the hydrological component (using either capacitive approach or Richards equation), an equivalent 2D groundwater level at mid-drain spacing is estimated. Drainage flow is then calculated using the Hooghoudt steady state drainage equation. Solute drain concentration is estimated from the contribution of each soil layer to the drainage water flow. Although considered as sufficient for pesticide registration purposes, this simplified representation of drainage

in a 1D model is not fully satisfactory when wanting to simulate drainage peak flows and associated concentrations at small temporal scales. The addition of preferential flow representations through macropores are necessary to make the model match with the observed data (Fox et al., 2004), for both hydrodynamics and pesticide transport. MACRO and RZWQM include such macroporous flow. In MACRO, drainage is even related to macropores only. But doing so, the models end up to be quite complicated and involve many additional parameters that are often difficult to estimate, thus losing the advantage of the simplicity of a 1D approach rather than a 2D approach.

On the opposite, multi-dimensional physically-based models such as HYDRUS-2D (Simunek et al., 1999) are not specific to pesticide leaching nor tile drainage. But they are based on flow and transport processes representations at the elementary scale, which allow them to be used in varied situations. HYDRUS-2D presents a finite-element numerical solution for Richards and convection-dispersion equations. Specific parametrizations are added into convection-dispersion equation for pesticide adsorption and decay, and more complex non-equilibrium transport mechanisms such as mobile-immobile model (MIM) can also be used. Tile drains can be represented explicitly or using a specific boundary condition. HYDRUS-2D is commonly used for simulation of solute transport to tile drains (Abbaspour et al., 2001; de Vos et al., 2002; Köhne et al., 2006). For the particular case of pesticide transport, literature references are scarce. Gärdenäs et al. (2006) showed that only dual-permeability and dual porosity approaches allowed to reproduce correctly experimental concentrations. Under these conditions, the model complexity and the number of required parameters can become limitations for using such a model. Additionally, the current version of HYDRUS-2D still lacks a representation of surface runoff, that is also an important source of pesticide contamination.

Another option consists in coupling agricultural engineering models with water quality models (Parsons, 1999). These drainage specific agricultural engineering models such as DRAINMOD (Skaggs, 1999) or SIDRA (Lesaffre and Zimmer, 1988) rely essentially on semi-analytical methods for conducting water balances in a 2D drained soil profile, considering saturated zone only. DRAINMOD is based on the steady-state Hooghoudt equation (Hooghoudt, 1940), whereas SIDRA uses a modified version of Boussinesq equation that is solved in transient conditions. Although simple, these models provide more realistic subsurface drainage water flow rates at small temporal scales than pesticide-oriented models. Yet in order to represent solute transport they must be coupled with specific water quality models. Such attempts are relatively scarce; for instance combinations of DRAINMOD and layered pesticide models such as GLEAMS are reported in DRAINAGE (Kumar and Kanwar, 1997), ADAPT (Kalita et al., 1998) or more recently in DRAINMOD/GLEAMS (Rudra et al., 2005) and PESTFATE (Bera et al., 2005) models. But other approaches such as those based on the transfer function concept may also be considered. By characterizing a system output as a function of its input only (Jury, 1982), transfer functions offer a simple way of modelling complex processes as shown by many examples reported in the literature (Van Ommen, 1985a,b; Van

Ommen et al., 1989 ; Vinten et al., 1991 ; Scotter et al., 1993 ; Magesan et al., 1994).

1.3 Paper objectives

The present paper aims at presenting a simplified modelling approach for pesticide transport at the spatial scale of a tile-drained agricultural plot, which is based on transfer functions. It was developed within the prospect of evaluating subsurface drainage influence on water quality at the watershed scale, and therefore considers only the field outputs : water flow in tile drainage and surface runoff with their associated concentrations. It also focuses on a particular period during which subsurface drainage is continuously active due to shallow soils water-logging and that is called the *drainage season*. In northern France, it usually starts in November and ends in March.

This modelling approach was implemented in a submodule named SILASOL for SImuLation of SOLute transport. SILASOL was coupled with the drainage engineering model SIDRA (Lesaffre and Zimmer, 1988). A submodule for surface runoff simulation named SIRUP (Kao et al., 1998) was also added. The resulting plot-scale model, which was named PESTDRAIN, is a fully independent subsurface drainage and water quality model. It is able to compute tile-drainage and surface runoff flow rates and their associated concentrations. In section 2, we will describe PESTDRAIN model principles, with a focus on SILASOL submodule. PESTDRAIN was tested against field data which will be described in section 3. The results of these first evaluation tests will then be presented and discussed in section 4.

2 MODEL DESCRIPTION

2.1 Modelling scale

The considered modelling scale is defined as a *draining system*. It is a section of soil of unit surface area which extends from the impermeable layer to the surface and is located between the drain and the midpoint between parallel drains, where water table height is maximal, as shown in Fig.1. As drains are parallel, such a system is assumed to be representative of the whole drained field.

2.2 Transfer function compartments : SILASOL submodule

As mentioned in section 1, transfer functions allow to compute solute concentrations in drainage outflow without representing explicitly the different processes that happen in the soil. The simulation results that can be found in the literature show that such an approach is relevant for non-reactive tracers or nitrate leaching studies at large temporal scales (Vinten et al., 1991 ; Magesan et al., 1994 ; White et al., 1998). For the particular case of pesticides, however, adaptations must be made. An

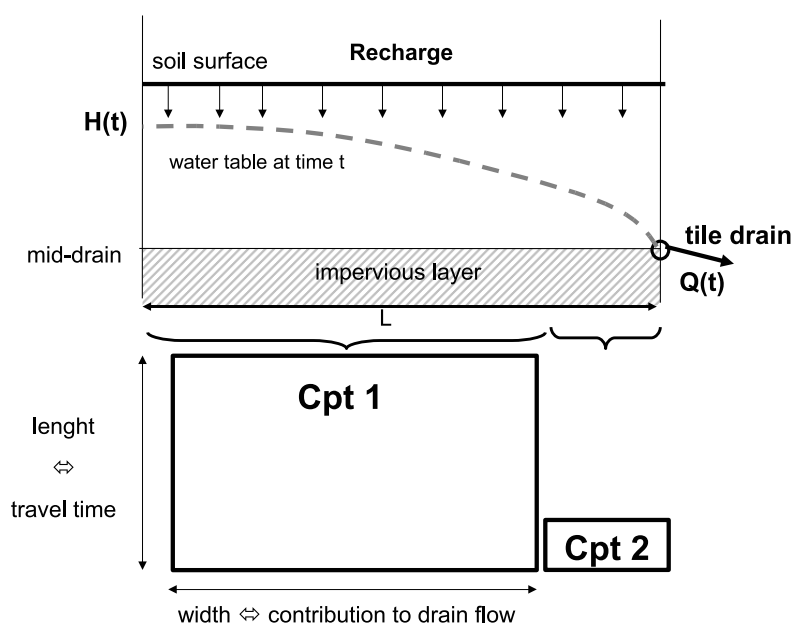


Fig.1 : Principle of SILASOL submodule at the spatial scale of a draining system : it consists in two transfer function compartments (Cpt1 and Cpt 2), accounting respectively for slow and fast solute transport to a tile drain. $H(t)$ is the water table elevation at mid-drain spacing and L the half-distance between drains. Typical values for L and impermeable layer depth are 5 m and 1 m respectively.

important feature about pesticide transfer in subsurface drained soils seems to be preferential flow (Kladivko et al., 2001), that is very often invoked for being responsible for high concentration peaks during or shortly after storm events. This preferential flow can be attributed to soil macropores as stated in pesticide registration models as those presented in section 1. But more recently, field and physical model investigations also showed that the presence of tile drains generates local high hydraulic gradients at the vicinity of drainage pipe that may explain additionally such fast transport (Arlot, 1999 ; Paris, 2004). Contrasted transfer times were obtained for conservative tracers according to the distance from the drain where they were applied in steady water flow conditions. In order to represent pesticide transport to the drain, a separation between fast and slow transport transfer functions appears thus to be relevant. We therefore propose to use two parallel transfer functions, which parametrizations represent slow and fast pesticide transport as shown in Fig.1. The draining system is conceptually divided into two compartments Cpt1 and Cpt2 ; the height of each compartment represents the characteristic transfer time of solute through this compartment ; the width of each compartment represents its contribution to the total drain flow $Q(t)$.

2.2.1 The transfer function approach

Transfer functions allow the computation of an output signal as a function of input using a convolution integral. In the case of a non-reactive solute, under steady-state flow conditions, the

output concentration C_{out} of the modelled system in response to an input signal C_{in} is given by (Jury and Roth, 1990) :

$$C_{out}(I) = \int_{-\infty}^I C_{in}(I - I')f(I')dI' \quad (1)$$

where I is the cumulative recharge (or drainage rate) $[L]$, and $f(I)$ is a probability density function (*pdf*) of solute travel time. It is defined as the normalized outflow concentration corresponding to an input pulse of solute (delta function or Dirac).

Several probability density functions, e.g. fickian, lognormal, gamma, exponential (Jury and Roth, 1990), can be used. A simplified analysis of solute flow to subsurface drains led Van Ommen (1985b) ; Van Ommen et al. (1989) to a formulation corresponding to an exponential density function, expressed as :

$$f(I) = \frac{1}{a}e^{-I/a} \quad (2)$$

where a is a parameter to be calibrated $[L]$, equal to the effective solute transport volume per unit area. Magesan et al. (1994) ; Heng et al. (1994) also considered that the exponential function (Eq.2) may be the most appropriate for computing solute concentrations at the output of a subsurface drainage system, because of the two-dimensional nature of the flow.

The corresponding response output concentration in drainage outflow to a Heaviside unitary signal can then be written :

$$C_{out}(I) = 1 - e^{-I/a} \quad (3)$$

White et al. (1998) noted that the exponential pdf is consistent with flow through saturated soils and studied different approaches that would be more adapted to water table fluctuations. However, considering that during the drainage season in winter the water table level remains high and the soil profile moisture close to saturation, we will assume that the exponential pdf is appropriate in our case even when the soil is not permanently and completely saturated.

Equations 1, 2 and 3 are specific to transport under steady-state hydrodynamical conditions. This assumption is erroneous when wanting to represent natural rainfall events, during which the cumulative amount of drainage becomes a non-linear function of time (Jury et al., 1990). However, according to Jury and Roth (1990), this form of model can be adjusted to describe solute transport under transient conditions for certain soils that do not change their solute transport characteristics appreciably when water flux varies. Following these authors and considering that the changes in soil water content are small during the drainage season, the computing variable in Eq.1 can be simply changed from cumulative recharge to time, according to the transformation : $I \rightarrow Q(t) \times t$, where $Q(t)$ is the drain flow rate per unit area. During a time-step, the drainage rate is assumed to remain constant. Doing so, the transient conditions are represented by a succession of pseudo steady states.

We introduce the characteristic travel time, $\tau(t)$, defined by $\tau(t) = a/Q(t)$, where τ is variable in time. Time is discretized into several steps, during which τ and the input concentration C_{in}

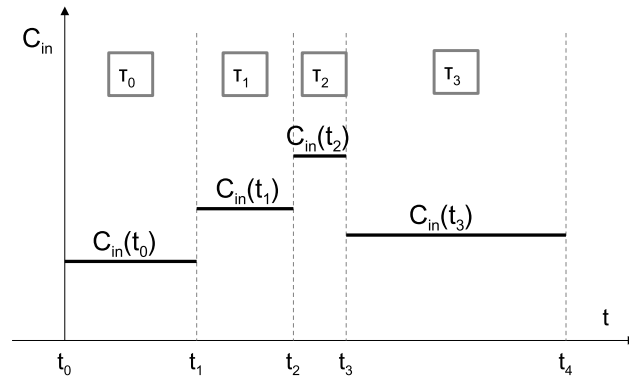


Fig.2 : Time discretization

are constant, as represented in Fig.2. The input signal can be decomposed into a superposition of Heaviside signals. Using the linearity of convolution, Eq.3 leads to :

$$\begin{cases} C_{out}(t_1) = C_{in}(t_0)(1 - e^{-(t_1-t_0)/\tau_0}), \\ C_{out}(t_2) = C_{in}(t_0)(1 - e^{-((t_2-t_1)/\tau_1 + (t_1-t_0)/\tau_0)}) + \\ \quad (C_{in}(t_1) - C_{in}(t_0))(1 - e^{-(t_2-t_1)/\tau_1}), \\ \dots \end{cases} \quad (4)$$

and finally :

$$C_{out}(t_{n+1}) = \sum_{k=0}^n (C_{in}(t_k) - C_{in}(t_{k-1}))(1 - e^{-\sum_{i=k}^n (t_{i+1}-t_i)/\tau_i}) \quad (5)$$

with the convention that $C_{in}(t_{-1}) = 0$.

Eq.5 can be simplified using the output concentration of the last time step. Using a time step Δt , we can then write :

$$C_{out}(t + \Delta t) = C_{in}(t)(1 - e^{-\Delta t/\tau(t)}) + C_{out}(t)e^{-\Delta t/\tau(t)} \quad (6)$$

It should be noted that Eq.6 allows simulations with irregular time steps.

Adsorption of reactive solutes on soil particles is classically taken into account in transfer functions by the following variable change (Jury and Roth, 1990 ; Heng et al., 1994) :

$$f_{adsorption}(I) = \frac{1}{R}f\left(\frac{I}{R}\right) \quad (7)$$

where R is the retardation factor $[-]$, defined as

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} \quad (8)$$

for a linear isotherm with instantaneous equilibrium between solid and liquid concentrations. K_d is the partitioning soil-water coefficient $[L^3 M^{-1}]$, ρ_d is the soil dry bulk density and θ is the soil volumetric water content.

This leads to express the characteristic travel time as :

$$\tau(t) = \frac{aR}{Q(t)} \quad (9)$$

Degradation is usually described by first-order kinetics. A decreasing exponential factor was therefore added to the transfer function formula, leading to the following final equation :

$$C_{out}(t + \Delta t) = [C_{in}(t)(1 - e^{-Q(t)\Delta t/Ra}) + C_{out}(t)e^{-Q(t)\Delta t/Ra}]e^{-\lambda\Delta t} \quad (10)$$

where $\lambda [T^{-1}]$ is the first-order decay coefficient of the chemical product which is related to the half-life DT50 according to : $\lambda = \ln 2/DT50$.

2.2.2 Assembling of two compartments

Solute transport is simulated in two soil compartments (fast transport and slow transport) using the above transfer function approach. Each compartment i is characterized by a specific value for the exponential pdf parameter a_i and a relative contribution to drain-flow c_i [-]. The sum of the relative contributions must be equal to 1. As a consequence of assumption of homogeneous pesticide application at soil surface, the input concentration is the same for both compartments. The output concentration of each compartment C_{out}^i is computed according to Eq.10. Assuming no interaction between the two compartments during transport and a perfect mixing of the two solute compartment outputs directly in the drainage pipe leads to a global output of the draining system given by :

$$C_{out} = C_{out}^1 c_1 + C_{out}^2 c_2 \quad (11)$$

2.2.3 Computation of the input concentration

The determination of the input concentration is a problem when using transfer function approaches. A solution suggested by Hend et al. (1994) is to use inverse computation in order to set input concentrations after model calibration. Such an approach was not suitable in our case, as few data were available. The other challenge was to be able to feed directly the model with the available agricultural practice data : the name of the active compound, the applied amount in kg/m , the mode and the date of application.

Pesticide volatilization during application was neglected. Assuming that the active matter is incorporated into the superficial layer of bare soil (for example flowable concentrate), a superficial layer of soil is defined as surface stock (see Fig.3). A solute mass balance is performed in this surface storage. It is characterized by its water capacity w_c , or unitary volume of water $[L]$ where the chemical dissolution is achieved by perfect mixing. This is a rather conceptual parameter to be calibrated.

We consider a global amount of chemical per unit area m_T [ML^{-2}] which is partitioned between liquid phase (soil solution) and solid phase (adsorption on soil particles). Solid concentration C_S [MM^{-1}] and solution concentration C_L [ML^{-3}] are such that :

$$C_T = \rho_d C_S + \theta C_L \quad (12)$$

where C_T is the total concentration per soil volume [ML^{-3}] with $C_S = K_d C_L$ for a linear adsorption isotherm.

Therefore, the masses of product per unit area available in liquid and adsorbed phases are respectively :

$$m_L = \frac{m_T}{R} \quad \text{and} \quad m_S = m_T \frac{R-1}{R} \quad (13)$$

We assume that only the dissolved product is available for surface runoff and infiltration. This may be questionable for surface runoff, as erosion carries adsorbed chemicals too. But this would involve simulation of erosion processes that was beyond the goal of this study.

At each time step, the solute mass balance is computed as follows :

- updating m_L and m_S by taking into account solute washout and product first-order degradation as in the transfer function compartments ;
- updating m_T with potential new pesticide application ;
- readjustment of m_L and m_S assuming instantaneous adsorption equilibrium ;
- computation of washout mass solute fluxes (surface runoff and infiltration) [$ML^{-2}T^{-1}$] by assuming a perfect mixing in the surface stock, as this leads to :

$$F_r = \frac{m_L}{w_c} \phi_r \quad \text{and} \quad F_i = \frac{m_L}{w_c} \phi_i \quad (14)$$

where ϕ_r and ϕ_i are the surface runoff and infiltration fluxes per unit area [LT^{-1}] respectively ; ϕ_r is an external forcing and ϕ_i is given by $\phi_i = \max(\phi_{rain} - \phi_r, 0)$, where ϕ_{rain} is the forcing rainfall rate.

The solute concentration in surface runoff flow C_{runoff} [ML^{-3}] and the input concentration for the transfer functions C_{in} [ML^{-3}] are then deduced from Eq.14 :

$$C_{runoff} = \begin{cases} F_r / \phi_r & \text{if } \phi_r > 0, \\ 0 & \text{else.} \end{cases} \quad \text{and} \quad C_{in} = \begin{cases} F_i / \phi_i & \text{if } \phi_i > 0, \\ 0 & \text{else.} \end{cases} \quad (15)$$

2.3 Coupling SILASOL with hydrodynamical components and implementation : the PESTDRAIN model

SILASOL solute transport submodule requires surface runoff and drainage flow rates as inputs. These variables are computed by two submodules dedicated to subsurface drainage hydrology :

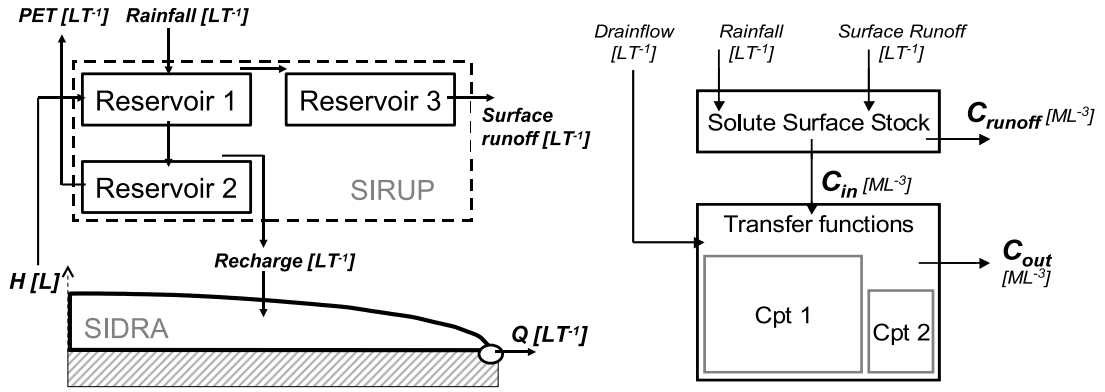


Fig.3 : Structure of the PESTDRAIN model. SIDRA and SIRUP are the hydrodynamical submodules, and SILASOL handles solute transport. PET is the potential evapotranspiration, C_{in} and C_{out} are the input and output concentration respectively.

SIDRA which computes the midpoint water table height and drain flow rate and SIRUP which takes into account the vadose zone and simulates surface runoff unitary flow and recharge to the water table. The three coupled submodules SIDRA, SIRUP and SILASOL form the PESTDRAIN model, schematically presented in Fig.3.

2.3.1 SIDRA submodule

SIDRA (for SIMulation of DRainage) (Lesaffre and Zimmer, 1998) was originally developed with the objective of explaining and predicting peak drain flow rates, which occurred in winter on French shallow soils. It is based on the classical approach of Boussinesq equation for water-table dynamics (saturated zone only), which was spatially analytically integrated under the Dupuit-Forchheimer assumption, and by assuming a constant elliptic water table shape. This leads to the following equations, which are solved numerically using the Euler method :

$$\mu A_2 \frac{dH}{dt} = \Phi(t) - J(H) \quad (16)$$

$$Q(t) = A_1 J(H) + (1 - A_1) \Phi(t) \quad (17)$$

where $H(t)$ is the water table elevation at mid-drain spacing $[L]$; $Q(t)$ the drain flow rate $[LT^{-1}]$; A_1 and A_2 are constant water table shape factors $[-]$. Assuming an elliptic water table, their theoretical values are 0.86 and 0.90 respectively ; μ is the drainable porosity $[-]$; $\Phi(t)$ is the recharge rate $[LT^{-1}]$ and $J(H)$ is the Hooghoudt function (Hooghoudt, 1940), corresponding to the steady-state solution of the Boussinesq equation :

$$J(H) = \frac{KH^2}{L^2} \quad (18)$$

for a drain lying on the impermeable layer. K is the soil saturated hydraulic conductivity $[LT^{-1}]$.

The first right-hand side term of Eq.17 represents the water table contribution to drainage flow and corresponds to the tail flow recession. The second term is the contribution of recharge, and is responsible for peak flow (see Bouarfa and Zimmer, 2000). Field evaluation tests of SIDRA model were previously conducted by comparing predicted and measured drain flow rates. More details can be found in Lesaffre and Zimmer (1988) and Zimmer et al. (1995).

2.3.2 SIRUP submodule

SIRUP, for SIMulation of RUNoff at the Plot scale, is a conceptual capacity-based model (Kao et al., 1998). It was added so that PESTDRAIN would be able to compute pesticide concentrations in both tile-drainage and surface runoff water. It was designed according to field investigation on runoff genesis and correlation with water table level. It computes the recharge rate to the water table as well as the overland flow rate. It consists in three separate conceptual reservoirs accounting respectively for (Fig.3) :

- Storage of water in the superficial layer of soil, and infiltration/runoff distribution depending on water table depth (reservoir 1 with 3 parameters) ;
- Storage of infiltrated water and moisture distribution in deeper soil layers, evapotranspiration and recharge to the water-table (reservoir 2 with 1 parameter) ;
- Lamination of surface runoff (reservoir 3 with 1 parameter).

Reservoir 1 has a maximum level $R1$ and stores rainfall water. Water flows from reservoir 1 to 2 according to the emptying equation :

$$\varphi_1(t) = l_1(t)[T(d - H(t)) + M] \quad (19)$$

where d [L] is the depth of the impervious layer, $l_1(t)$ [L] is the water level in reservoir 1, T [$L^{-1}T^{-1}$] and M [T^{-1}] are parameters. Eq.19 accounts very simply for water table height influence on soil infiltrability : when $H(t)$ is high, infiltration is reduced and runoff more likely to occur. When reservoir 1 is overflowed, excess water flows to reservoir 3 and is then changed into surface runoff rate, according to :

$$\varphi_3(t) = l_3(t)B \quad (20)$$

where $l_3(t)$ [L] is the water level in reservoir 3 and B [T^{-1}] is a parameter. Reservoir 2, at last, receives water from reservoir 1 and accounts for evapotranspiration uptake. When maximum level $R2$ is reached, excess water overflows to the water table.

SIDRA, SIRUP and SILASOL were implemented within the LIQUID environmental modelling framework (Viallet et al. 2006), which provides templates for module structure and programming. The LIQUID platform also performs the coupling between modules and carries on simulations. Each submodule is considered as an autonomous entity, which computes its own time-step, according to

its internal state and climatic forcing for example. This system leads to simulations with irregular time steps (from a few seconds to one week). The particular point of submodule coupling through the LIQUID platform was discussed by Branger et al. (2006).

3 FIELD DATA

3.1 Experimental site

Data used for evaluating PESTDRAIN were collected at the experimental site of *La Jaillière*, an agricultural farm run by the technical institute *Arvalis - Institut du Végétal*. It is located in western France, at the southern end of the Armorican massif. The site has been dedicated to the study of the influence of agricultural management practices on water quality since 1993, and is a reference site for the European Commission FOCUS working group (FOCUS, 2001). This working group coordinates the use of pesticide leaching models or indices for the estimation of Previsible Environmental Concentrations (PECs) in the pesticide registration and evaluation administrative processes. Consequently, the experimental site was therefore designed for a rather operational than research purpose. Soils are hydromorphic brown with a silty clayed texture, and a shallow schistose bedrock situated at about 0.90 m below the surface. The average clay content is 22 % (Magrigal, 2004), but variations from 18 % to 30 % were observed depending on the soil horizons (Arlot, 1999). Organic matter content was found to be in average 2 % in the superficial soil horizon (Madrigal, 2004). The climate is of oceanic type with a mean annual precipitation of 617 mm regularly distributed along the year (monthly values between 40 and 62 mm), and a mean annual potential evapotranspiration of 610 mm.

The studied 1 ha plot was cultivated following a traditional winter wheat/corn crop rotation. It was equipped with an independent tile drainage system and surrounded by graveled cuttings for hydraulic isolation from the other farm fields and with a collecting gutter for surface runoff measurement as well. Tile drains are located at $d = 0.9\text{ m}$ below the soil surface, with a spacing $2L = 10\text{ m}$. They lie on the impervious bedrock. The estimated equivalent horizontal saturated hydraulic conductivity is $K = 0.5\text{ m/day}$ and drainable porosity values range from 3 % to 6 % (Arlot, 1999). The estimated average soil dry bulk density is $\rho_d = 1.35\text{ g/cm}^3$. The mean annual cumulative drainage rate is about 220 mm with peak flow intensities up to 1.5 mm/h .

Rainfall is hourly recorded at the site. Potential evapotranspiration (PET) is not measured, but daily values are available from a French Meteorological Office station (Meteo-France) located 50 km far away. Subsurface drainage and surface runoff rates are routinely monitored with an hourly time step. All agricultural operations (ploughing, fertilization, pesticide treatments) are reported in a data base. For pesticide treatments, application date and time, used molecules, product formulation and applied quantities are recorded. Water samples for pesticide concentrations monitoring are taken

from drainage and runoff water in proportion to the measured discharge. They feed respectively two collectors that are emptied every 7 days for analysis, leading to average weekly concentrations. Two 2-week intensive campaigns were additionally conducted in 2003 and 2004 with pesticide sampling every 3 hours.

The studied pesticides are the wheat herbicides Isoproturon (IPU) and Diflufenican (DFF). They are applied together in flowable concentrate at rates of 1 kg/ha and 0.125 kg/ha respectively. The main physical and chemical properties of both herbicides are summarized in Table 1. Data were taken from the online database AGRITOX², and from laboratory studies which were conducted on soil samples collected at different horizons of the soil first 60 cm (Madrigal et al., 2002; Madrigal, 2004). Isoproturon is a highly mobile molecule with low sorption properties and a short half-life. On the opposite, Diflufenican is merely soluble, has strong sorption properties and a long persistence. The leachability of these two pesticides can be characterized using the GUS index (Gustafson, 1989), given by :

$$GUS = (4 - \log K_{oc}) \times \log(DT50) \quad (21)$$

Following Gustafson, a pesticide would present a high leaching potential for GUS higher than 1.8. Corresponding values for IPU and DFF reported in Table 1 were estimated by average values for sorption coefficient K_{oc} and half-life given in the Agritox database. They show that Isoproturon presents a higher leaching risk and is therefore more likely to be found in drainage water with important concentrations than Diflufenican.

Herbicide	Sat. Vap. Press. (μPa)	Solubility (mg/L)	K_{oc} (L/kg)	K_d (L/kg)	DT50 (days)	GUS -
Isoproturon	<u>3.3</u>	<u>70</u>	<u>36-241</u> <i>141-155</i> 129-144	<i>1.0-2.3</i> 1.0-2.2	<u>12-33</u>	2.51
Diflufenican	<u>31</u>	<u>≤ 0.05</u>	<u>1622-2369</u> <i>2508-4442</i> 3027-6315	<i>20.1-63.6</i> 24.2-90.4	<u>90-270</u>	1.58

Table 1 : Main chemical and physical properties of the two herbicides IPU and DFF : saturated vapor pressure, solubility at 22°C, sorption coefficient on organic matter (K_{oc}), partitioning coefficient (K_d), half-life (DT50) and GUS leaching index (Gustafson, 1989). Data sources are the Agritox database (underlined) and measurements on undisturbed soil samples collected at La Jaillière for different horizons of the soil first 60 cm (resp *Madrigal et al., 2002* in italic and **Madrigal, 2004** in bold).

3.2 Data selection and model parametrization

²<http://www.inra.fr/agritox/>

Four drainage seasons were selected upon criteria such as the completeness of chronicles (including pesticide concentrations) and the representativity of climatic conditions. Their main characteristics are presented in Table 2. 1993-1994, 1999-2000 and 2003-2004 are regular seasons, with rainfall cumulative amounts from November through March around 300 mm and drainage cumulative amounts around 220 mm. On the opposite, the 1995-1996 drainage season was particularly dry with a cumulative rainfall of only 167 mm, and a cumulative drainage of 106 mm.

Drainage season	1993-1994	1995-1996	1999-2000	2003-2004
Cum. rain (mm)	374	167	307	280
Cum. drainage (mm)	215	106	222	227
Pest. application date	-	1996/01/04	1999/11/16	2003/11/20
IPU analysis	-	HPLC	HPLC	GC
DFF analysis	-	GC	GC	GC

Table 2 : Main features of the selected drainage seasons : cumulative rain and drainage, date of pesticide application and technique for herbicide concentration measurements. HPLC is High Performance Liquid Chromatography and GC Gaseous Chromatography.

The parameter values used for the simulations with PESTDRAIN are reported in Table 3. For SIDRA, we used the available field value for saturated hydraulic conductivity and the theoretical values for A_1 and A_2 . The drainable porosity was the result of a calibration procedure. As SIRUP is a fully conceptual model, the values of all the parameters were also calibrated.

For SILASOL submodule, relative contributions of the two compartments c_1 and c_2 were set at their theoretical values considering the partition of drainage flow contributions in the SIDRA model. According to Eq.17, drainage flow rate $Q(t)$ is the sum of two terms which are respectively the contributions of the water table and the recharge. The separation of these two terms is made by the water table shape factor A_1 , whose value was theoretically set at 0.86. Therefore, the contribution of the slow transport compartment (contribution of the water table to the output concentration) was set at 0.86, and the contribution of the fast transport compartment (contribution of the recharge to the output concentration) was set at 0.14. The other solute transport parameters of the SILASOL submodule, namely w_c , a_1 and a_2 were calibrated.

For the pesticide parameters λ and R , priority was given to field values when they were available. For both herbicides, the values of the degradation coefficient λ were set using the average of half-lives from the Agritox data-base in Table 1. The retardation factors R were estimated by Eq.8. The soil dry bulk density was set at $\rho_d = 1.35 \text{ g.cm}^{-3}$; the soil water content was assumed to be constant and set at $\theta = 0.38$, which is the average value of soil porosity found by Arlot (1999), consistently with the assumption of soil quasi-saturation made for the transfer functions in section 2. The resulting estimated R values for IPU and DFF are displayed in Table 3.

SIDRA			
$K \text{ (ms}^{-1}\text{)}$	$\mu \text{ (-)}$	$A_1 \text{ (-)}$	$A_2 \text{ (-)}$
5.8×10^{-6}	<u>0.01</u>	0.86	0.9

SIRUP				
$R1 \text{ (m)}$	$T \text{ (m}^{-1}\text{s}^{-1}\text{)}$	$M \text{ (s}^{-1}\text{)}$	$R2 \text{ (m)}$	$B \text{ (s}^{-1}\text{)}$
<u>0.005</u>	<u>1.39×10^{-4}</u>	<u>4.17×10^{-5}</u>	<u>0.005</u>	<u>3.0×10^{-5}</u>

SILASOL						
$w_c \text{ (m)}$	$c_1 \text{ (-)}$	$c_2 \text{ (-)}$	$a_1 \text{ (m)}$	$a_2 \text{ (m)}$	$R \text{ (-)}$	$\lambda \text{ (s}^{-1}\text{)}$
<u>0.15</u>	0.86	0.14	<u>0.2</u>	<u>1.0×10^{-4}</u>	4.6 ⁽¹⁾	3.6×10^{-7} ⁽¹⁾
					79.7 ⁽²⁾	4.4×10^{-8} ⁽²⁾

Table 3 : Parameter sets for SIDRA, SIRUP and SILASOL submodules used for the simulations with the PESTDRAIN model. K is the saturated hydraulic conductivity, μ is the drainable porosity, A_1 and A_2 are the water table shape factors. $R1$ and $R2$ are the sizes of SIRUP reservoirs R1 and R2, T , M and B are conceptual parameters. w_c is the water capacity of SILASOL soil surface storage, c_1 and c_2 are the relative contributions of the two transfer function compartments, a_1 and a_2 are the transfer function parameters. R is the pesticide adsorption retardation factor and λ is the pesticide decay coefficient ((1) : IPU; (2) : DFF). The underlined values were calibrated. The other parameters were set using field or literature data.

4 RESULTS AND DISCUSSION

Drainage season	1993-1994	1995-1996	1999-2000	2003-2004
Simulation start	1993/12/22	1995/12/25	1999/11/08	2003/11/05
Simulation end	1994/02/09	1996/03/04	2000/03/13	2004/02/09
SIDRA+SIRUP	Calibration	Validation	Validation	Validation
SILASOL	-	Validation	Validation	Calibration

Table 4 : Summary of the different simulations conducted with the PESTDRAIN model.

4.1 Water flow

The calibration of the water flow submodules SIDRA and SIRUP was performed on the 1993-1994 drainage season as shown in Table 4. The objective was to obtain the best possible drainage and surface runoff rates so that the solute transport submodule SILASOL could be fed with accurate values. Both submodules were calibrated together. Yet we used as a first guess for the SIRUP submodule the parameter set previously found by Kao et al. (1998). The obtained parameter set for

SIDRA and SIRUP is presented in Table 3. The corresponding Nash efficiency coefficient (Nash and Sutcliffe, 1970) was $N_{eff} = 0.61$ for drainage flow rate and may be considered as very acceptable. For the surface runoff rate, it is not well adapted to measure the goodness of fit between calculated and observed values, and therefore was not considered.

The evaluation of SIDRA and SIRUP was performed on the 2003-2004, 1999-2000 and 1995-1996 drainage seasons (Table 4). Time evolution of simulated and measured values of drainage and surface flow rates are given in Fig.4, 5 and 6 respectively. For the drainage, the agreement is generally very acceptable with N_{eff} coefficient values of 0.58, 0.69 and 0.57 for 2003-2004, 1999-2000 and 1995-1996 respectively. Also, cumulative values agree well : for the 2003-2004 period, calculated and observed values were 229 mm and 201 mm respectively, while they were 241 mm (resp 222 mm) for the 1999-2000 period and 87 mm (resp 93 mm) for the 1995-1996 drainage season.

However, such relatively low values of N_{eff} might be explained by two reasons. First, the model systematically overestimates drainage flow rate at the beginning of the simulation periods. This is due to a « learning period » which is necessary before initial conditions of SIRUP reservoirs and SIDRA water table have no more influence on simulation results, but also to a more structural lack of representation in the model of the formation of perched water and starting of drainage flow. As a matter of fact, SIDRA was originally designed to simulate well-installed drainage flow, and this misperformance on this particular period is not surprising. Second, maximal peak flows are underestimated for all drainage seasons, as if the model was restrained. The reason for this was identified as a difficulty for SIRUP submodule to provide SIDRA with a not excessively truncated recharge. Yet this problem, which was not solved by calibration, was partly compensated by the small calibrated value of drainable porosity ($\mu = 0.01$), thanks to which SIDRA is very reactive to recharge variations. However, given that this study was mainly focused on the solute transport submodule SILASOL, these results were considered to be acceptable.

Comparison between simulated and measured values of surface runoff rates is more difficult to interpret. As a matter of fact, the model is able to reproduce the temporal location of most peaks and their order of magnitude. Cumulative flows are also correctly reproduced, although more adequately for the regular 1999-2000 season (31 mm against 25 mm) than for the dry 1995-1996 season (18 mm versus 8 mm). Yet some important peaks were numerically missed or drastically under- or overestimated (for the 1999-2000 drainage season in particular, see Fig.5).

4.2 Herbicide transport

4.2.1 Calibration

The SILASOL submodule was calibrated on IPU concentration data obtained from a 2-week sampling campaign in year 2003, using the water flow outputs of SIDRA and SIRUP presented in

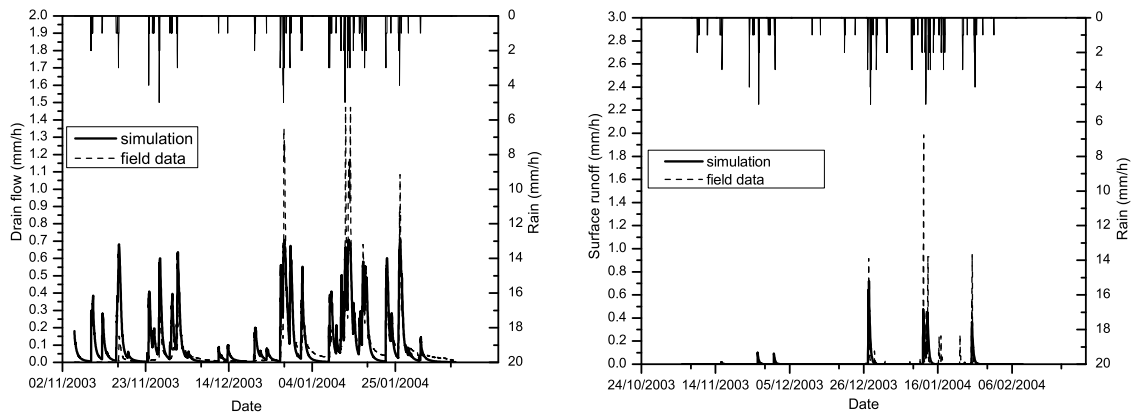


Fig.4 : Simulation of drainage (left) and surface runoff (right) flow rates for the 2003-2004 drainage season. The solid line represents the simulated values and the dash line the experimental data.

Fig.4. The calibration procedure of SILASOL submodule was performed in two steps :

1. Parameter w_c was first calibrated on surface runoff concentration measurements ;
2. Parameters a_1 and a_2 were set according to measured concentrations in drainage outflow.

Fig.7 shows simulated and measured IPU concentrations during the calibration period from 2003/11/18 to 2003/12/04. The simulated concentrations in surface runoff , although of the same order of magnitude, are systematically overestimated. On the other hand, the simulated concentrations in drainage water fit remarkably well the observations. The corresponding values of the three calibrated parameters w_c , a_1 and a_2 are given in Table 3.

The value of 0.15 m for the water capacity w_c is consistent with the expected order of magnitude. This parameter represents the volume of water per unit area in which rain dilution and solute mixing occur at the soil surface. It is responsible for surface runoff and transfer function input concentrations. A sensitivity analysis (results not shown) showed that simulated concentrations decrease as w_c increases. Results were found to be highly sensitive to w_c variations for $w_c < 0.1\text{ m}$. Above 0.1 m , the influence of w_c is much softened. The value of 0.15 m appeared as an optimum. This value may seem to be high when considering w_c/θ as the thickness of the surface stock soil layer : the porosity value of 0.38 would lead to 0.39 m (for a soil depth of 0.9 m). But attention should be drawn on the fact that SILASOL performs a solute mass balance but not a water budget. Water fluxes and water balance are entirely handled by the hydrodynamical submodules SIRUP and SIDRA. SILASOL is passive with respect to water flow. Considering w_c as the size of a real soil layer would imply to perform a water balance in this layer and the infiltration/surface runoff partitioning. This would be incompatible with the SIRUP submodule and the coupling (the same

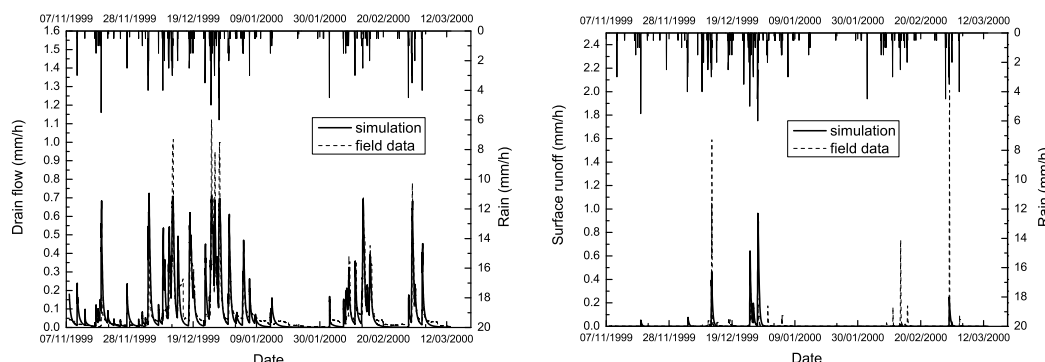


Fig.5 : Simulation of drainage (left) and surface runoff (right) flow rates for the 1999-2000 drainage season. The solid line represents the simulated values and the dash line the experimental data.

balance must not be performed in different modules). Therefore, the soil water capacity parameter w_c should rather be seen as a conceptual parameter for adjusting surface runoff and transfer function input concentrations than a physical parameter.

The calibrated values of the parameters defining the transfer functions were found to be $a_1 = 0.2m$ and $a_2 = 1.0 \times 10^{-4}m$ for slow and fast transport compartments, respectively. These values are very different, showing that the choice of two compartments instead of one was relevant. The orders of magnitude of these values are consistent with what was expected : when interpreting the characteristic length a_i as the unitary soil pore volume that is involved in solute transport (excluding soil sorption, which is taken into account by the retardation factor R), the values should not exceed the total soil unitary pore volume, that is equal to $0.38 \times 0.9 = 0.34m$. The a_1 value appears to be in adequacy with this assumption. The a_2 value is much smaller, but is also consistent with the value ($1mm$) reported by Vinten et al. (1991) considering only one compartment. However, further comparison with literature is difficult because data are available only for systems with one compartment, whereas there is no linear relation between characteristic length values for one and two compartments.

4.2.2 Validation

After calibration, a model « validation » was conducted on independent data sets. Data from the 1999-2000 season provided drainage and surface runoff weekly averaged concentrations, but only for IPU. Results are displayed in Fig.8. Simulations show averaged concentrations in drainage water ranging from 0 to $2 \mu gL^{-1}$. The observed values are in good agreement except a concentration peak of $7.5 \mu gL^{-1}$ that was not reproduced by the model. For surface runoff, measured IPU concentrations

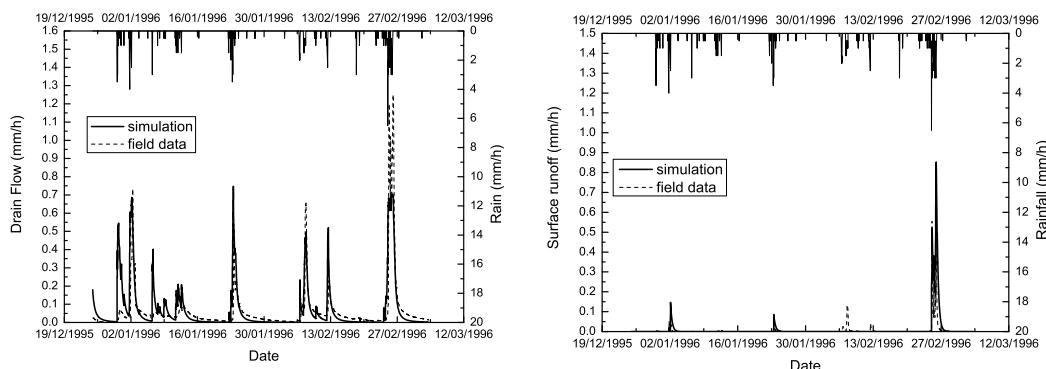


Fig.6 : Simulation of drainage (left) and surface runoff (right) flow rates for the 1995-1996 drainage season. The solid line represents the simulated values and the dash line the experimental data.

are correctly reproduced by PESTDRAIN in terms of order of magnitude and dynamics, except one point. Fig.9 shows concentrations in drainage and surface runoff water for the 1995-1996 drainage season. Measured and simulated weekly averaged IPU concentrations evolve between 0 and $4 \mu\text{gL}^{-1}$. Concentrations of DFF are much lower and are in good agreement with application rates, which are also one order of magnitude smaller than IPU. Simulation results for drainage are accurate for both IPU and DFF : concentration levels and variations are correctly reproduced for both molecules. For surface runoff, simulated and measured concentrations of DFF are in good agreement. However the IPU maximum concentrations are slightly underestimated by the model.

Drainage season	Cum. loss in tile drainage (% of mass applied)	Cum. loss in surface runoff (% of mass applied)	Total loss (% of mass applied)
1999-2000			
IPU	0.30	0.37	0.67
	<i>0.46</i>	<i>0.15</i>	<i>0.61</i>
1995-1996			
IPU	0.12	0.17	0.29
	<i>0.09</i>	<i>0.03</i>	<i>0.12</i>
DFF	0.02	0.06	0.08
	<i>0.06</i>	<i>0.02</i>	<i>0.08</i>

Table 5 : Comparison between simulated and measured (*italic*) pesticide losses through drainage and surface runoff. Cumulative masses are expressed in % of mass applied.

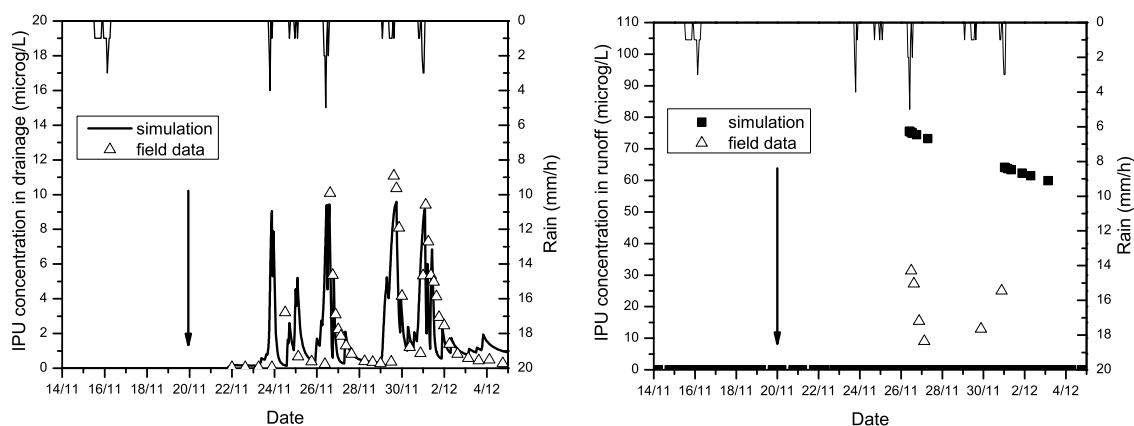


Fig.7 : Calibration of the SILASOL submodule on Isoproturon measured concentrations in drainage (left) and surface runoff (right) water using data from year 2003. The solid line or black symbols represent the simulated values and the white symbols are field data. The arrow represents the pesticide application date.

At the drainage season scale, simulated and measured cumulative losses of pesticides expressed in percentage of mass applied at soil surface are presented in Table 5. They are in good agreement for drainage for both seasons, but are more contrasted for surface runoff. The model tends to overestimate exported quantities by surface runoff, especially for IPU during the 1995-1996 season. However, interpretation is difficult due to a lack of measured values, that might explain such disagreements. The IPU leached quantities in % of mass applied that were observed (and simulated) in drainage water are in good agreement with values given in Flury (1996), who reported losses from 0.013 % to 1 % with an important variability. For surface runoff however, the experimental sites cited by Flury present remarkably low pesticide losses (maximal reported loss of 0.05 % for both tile-drainage and surface runoff) and cannot be compared to the La Jaillière site.

Data of the 1995-1996 drainage season allow to compare the simulation performances for such different herbicide molecules as Diflufenican and Isoproturon (see Fig.9). The simulated concentration levels for both molecules are very different consistently with the application rates. However, Table 5 also shows that DFF losses over the season are almost one order of magnitude lower than for IPU. This is consistent with the GUS leaching index values given in Table 1. These results suggest that the very simple options that were taken in the SILASOL submodule for pesticide characterization (instantaneous adsorption using a linear isotherm through a constant and uniform retardation factor, first-order degradation kinetics with a constant and uniform decay factor) are adequate and that there is no need to use more sophisticated representations, such as adsorption kinetics or different parameter values for the different transfer function compartments.

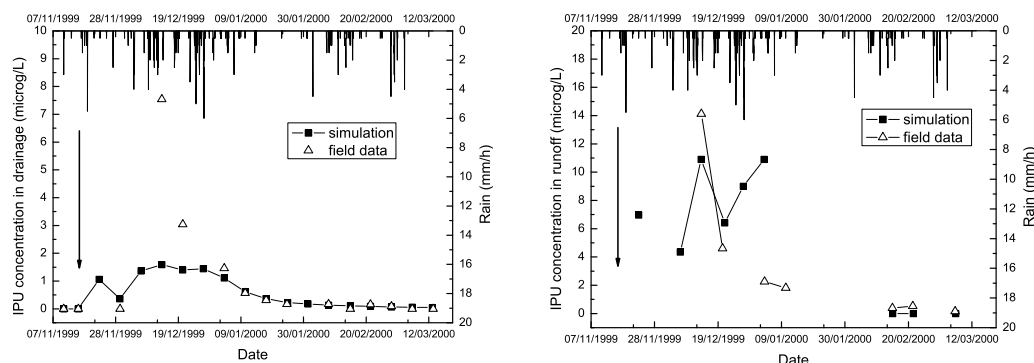


Fig.8 : Simulated and measured weekly averaged values of concentrations of Isoproturon in drainage (left) and surface runoff (right) for the 1999-2000 drainage season. Black and white symbols represent the simulated and measured values respectively. The arrow represents the pesticide application date.

In this study two transfer function compartments accounting for respectively slow and fast solute transport were used. A simulation attempt with only one compartment was made but was unsuccessful : it did not allow to correctly reproduce the observed succession of high peak and low recession concentrations of the calibration data series shown in Fig.7. It was also expected that SILASOL would give more accurate results using three compartments. But no significant improvement was observed, whereas the rising number of parameters led the calibration procedure to be more cumbersome. However, in the implementation of the SILASOL submodule within the LIQUID framework, the number of compartments is chosen by the user depending on the specific situation.

4.3 Influence of water flow simulation performance on pesticide transport results

In PESTDRAIN model, SILASOL submodule is dependent on surface runoff and subsurface drainage flow rates that are provided by the SIDRA and SIRUP submodules. Therefore the quality of SIDRA and SIRUP simulations has a great influence on SILASOL results. This is particularly obvious for surface runoff. If the hydrodynamical model does not simulate a runoff peak, SILASOL is not able to compute any associated concentration. This can be observed for example in Fig.9 for IPU during the 1995-1996 drainage season. The difference between simulated and measured runoff rates also influences the concentration levels and pesticide exportations by surface runoff water : cumulative simulated surface runoff was 18 mm whereas observed value was 8 mm. Consequently, cumulative simulated losses of IPU by in surface runoff water over the whole season were overestimated as shown in Table 5.

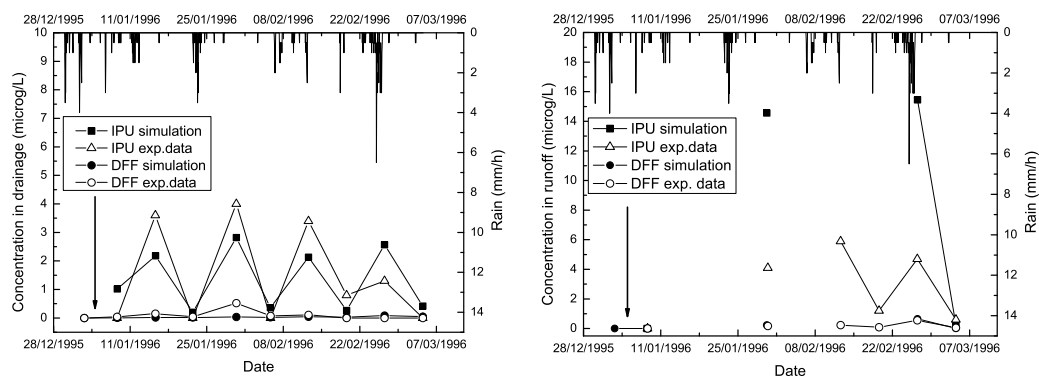


Fig.9 : Simulated and measured weekly averaged values of concentrations of Isoproturon and Diflufenican in drainage (left) and surface runoff (right) for the 1995-1996 drainage season. Black and white symbols represent the simulated and measured values respectively. The arrow represents the pesticide application date.

Drainage flow rate is also used as an input variable for SILASOL. It is involved in the characteristic transfer time calculation, according to Eq.9. The alternation of peak flows and recession tails leads to one order of magnitude variations for transfer time τ in one compartment and therefore might deeply influence the output concentrations. The hydrodynamical part of the PESTDRAIN model (submodules SIRUP and SIDRA) misperforms simulating drainage flow at the beginning of the drainage seasons, where water flow was systematically overestimated, and it also underestimates the highest peak flows. However, these misfits appeared not to be so important for the quality of the pesticide concentration results. At the beginning of the drainage season, the overestimation of drainage rate leads to a smaller travel time and therefore tends to overestimate concentrations, all the more that pesticide application generally occurs in that period. Considering pesticide leaching risk, an overestimation is preferable to a missed peak. Besides, a simulation conducted on the calibration data series by forcing the SILASOL submodule with experimental data rather than SIDRA outputs (results not displayed) showed that the differences were slight (no more than $2 \mu\text{g.L}^{-1}$), and could be compensated by an appropriate calibration of the transfer function parameters. During the drainage season, the underestimation of the highest drainage peaks appeared to be without perceptible consequence as the available pesticide stock was much lower and the missed peaks were punctual values which were compensated by the other values in the transfer function calculation. Therefore, at this stage, the differences between simulated and measured concentrations that were observed can not be attributed to the water flow model.

5 CONCLUSION

In order to assess the influence of subsurface drainage on pesticide leaching, a conceptual modelling approach based on transfer functions was developed. It was implemented within the SILASOL submodule, which involves two compartments accounting respectively for slow and fast solute transport. These compartments are represented by two transfer functions which differ only by their parameters. Adsorption and degradation properties were also taken into account through a constant and uniform retardation factor for instantaneous equilibrium linear adsorption and a constant and uniform first-order decay coefficient for degradation. SILASOL was coupled with the hydrodynamical submodules SIDRA and SIRUP for describing water flow in the saturated and unsaturated zones : the resulting fully independent field-scale model, named PESTDRAIN, is able to compute surface runoff and tile-drainage flow rates, as well as associated solute concentrations with a variable event-driven time step.

PESTDRAIN model was evaluated against field data collected at the *La Jaillière* experimental site, in North-Western France. Tests were conducted during four drainage seasons, for the wheat herbicides Isoproturon and Diflufenican. The first evaluation results were encouraging : they showed a good aptitude of the model to reproduce the observed pesticide concentrations in drainage outflow, at several temporal scales (rainfall event, week and season). Surface runoff rates concentrations, although less accurately simulated were reproduced with correct time locations and orders of magnitude. The use of two transfer functions, their parametrization and the very simple options taken for pesticide characterization, appeared to be relevant choices.

Considering the SILASOL water quality submodule, it would be enlightening to go further in parameter significance interpretation and sensitivity. It would also be worthwhile to test the adequacy of the SILASOL approach on a broader spectrum of conditions such as other soils than the silty-clay shallow one of La Jaillière and other pesticide molecules. Considering the PESTDRAIN coupled model, the performances of the hydrodynamical submodules and their influence on water quality simulation results should be studied more closely through a detailed sensitivity analysis. It would also be interesting to study the possible coupling of SILASOL with other drainage engineering models.

PESTRRAIN model was developed within the prospect of the evaluation of subsurface drainage influence on water quality at the watershed scale. In the light of these first tests, it shows a good potential for simulating a tile-drained agricultural field outputs and therefore may be a relevant tool for watershed landscape management.

6 ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the *Cemagref* in Lyon and Antony. The authors are very grateful

to S. Debionne and P. Viallet at *Hydrowide* for making the LIQUID framework available and to D. de Sesmaisons for helping performing the simulations. *Arvalis* is acknowledged for providing field data. Chemical analysis were performed at INRA/Versailles and GIRPA/Angers laboratories.

LIST OF SYMBOLS

a [L]	parameter of the exponential transfer function
a_i [L]	parameter of the exponential transfer function for soil compartment i
A_1, A_2 [—]	water table shape factors
B [T^{-1}]	parameter of SIRUP R3 reservoir
c_i [—]	relative contribution to drainage flow of soil compartment i
C_{in}, C_{out} [ML^{-3}]	input and output solute concentrations of the transfer functions
C_{runoff} [ML^{-3}]	solute concentration in surface runoff
C_L, C_T [ML^{-3}]	solution and total solute concentrations per soil volume
C_S [MM^{-1}]	solid solute concentration per soil mass
d [L]	depth of the soil impermeable layer
DT50 [T]	pesticide half-life
F_i, F_r [$ML^{-2}T^{-1}$]	infiltration and surface runoff solute washout fluxes
H [L]	water table level above impermeable layer at mid-drain spacing
I [L]	cumulative recharge
J	Hooghoudt steady-state function for subsurface drainage
K [LT^{-1}]	saturated hydraulic conductivity
K_{oc}, K_d [L^3M^{-1}]	pesticide partitioning soil-water coefficients (adsorption)
L^3M^{-1}	pesticide partitioning soil-water coefficient
l_1, l_2, l_3 [L]	water levels in SIRUP reservoirs R1, R2, R3 respectively
L [L]	mid-distance between tile drains
m_L, m_S, m_T [ML^{-2}]	masses of chemical per unit area available in liquid, solid and all phases
M [T^{-1}]	parameter of SIRUP R1 reservoir
N_{eff} [—]	Nash efficiency coefficient
Q [LT^{-1}]	subsurface drainage rate
R [—]	pesticide adsorption retardation factor
$R1, R2, R3$	sizes of SIRUP R1, R2 and R3 reservoirs
T [$L^{-1}T^{-1}$]	parameter of SIRUP R1 reservoir
w_c [L]	water capacity of SILASOL surface storage
θ [—]	soil volumetric water content
λ [T^{-1}]	pesticide decay coefficient

μ [-]	drainable porosity
ρ_d [ML^{-3}]	soil dry bulk density
τ [T]	characteristic solute travel time in a transfer function compartment
φ_1, φ_3 [LT^{-1}]	emptying water flows from SIRUP reservoirs R1 and R3
$\phi_i, \phi_r, \phi_{rain}$ [LT^{-1}]	infiltration, runoff and rainfall rates
Φ [LT^{-1}]	recharge to the water table

REFERENCES

- Abbaspour, K., Kohler, A., Simunek, J., Fritsch, M., and Schulin, R. (2001). Application of a two-dimensional model to simulate flow and transport in a macroporous agricultural soil with tile drains. *Eur J Soil Sci*, 52 :433-447.
- Arlot, M. (1999). Nitrate dans les eaux : drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique. PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France.
- Bakhsh, A., Ma, L., Ahuja, L., Hatfield, J., and Kanwar, R. (2004). Using RZWQM to predict herbicide leaching losses in subsurface drainage water. *Trans ASAE*, 47(5) :1415-1426.
- Banton, O. and Larocque, M. (1997). Agriflux 2.0 - user's manual. Technical report, INRS-Eau, Quebec, Canada.
- Bera, P., Prasher, S., Madani, A., Gaynor, J., Tan, C., Patel, R., and Kim, S. (2005). Development and field validation of the PESTFATE model in southern Ontario. *Trans ASAE*, 48(1) :85-100.
- Bouarfa, S. and Zimmer, D. (2000). Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems. *J Hydrol*, 235 :264-275.
- Branger, F., Debionne, S., Viallet, P., Braud, I., and Vauclin, M. (2006). Using the LIQUID framework to build an agricultural subsurface drainage model. In Liong, S., Phoon, K., and Babovic, V., editors, 7th Hydroinformatics International Conference, volume under press, Nice, France.
- de Vos, J., Raats, P., and Feddes, R. (2002). Chloride transport in a recently reclaimed dutch polder. *J Hydrol*, 257(1-4) :59-77.
- Dubus, I., Brown, C., and Beulke, S. (2003). Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest Manag Sci*, 59(9) :962-982.
- Dust, M., Baran, N., Errera, G., Hutson, J., Mouvet, C., Schafer, H., Vereecken, H., and Walker, A. (2000). Simulation of water and solute transport in field soils with the LEACHP model. *Agr Water Manage*, 44(1-3) :225-245.
- Flury, M. (1996). Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. *J Environ Qual*, 25(1) :25-45.

FOCUS (2001). FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS working group on surface water scenarios (Forum for the Coordination of Pesticide Fate Models and their Use) SANCO/4802/2001-rev2.

Fox, G., Malone, R., Sabbagh, G., and Rojas, K. (2004). Interrelationship of macropores and subsurface drainage for conservative tracer and pesticide transport. *J Environ Qual*, 33(6) :2281-2289.

Gärdenäs, A., Simunek, J., Jarvis, N., and van Genuchten, M. (2006). Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field. *J Hydrol*, in press.

Gustafson, D. (1989). Groundwater Ubiquity Score : a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ Toxicol Chem*, 8 :339-357.

Heng, L., White, R., Scotter, D., and Bolan, N. (1994). A transfer function approach to modelling the leaching of solutes to subsurface drains. II.Reactive solutes. *Aust J Soil Res*, 32(1) :85-94.

Hooghoudt, S. (1940). Hooghoudt's theory of drainage. Technical report, Institut voor Cultuur-techniek en Waterhuishouding, The Netherlands.

IFEN (2004). Pesticides in water : sixth annual report, 2002 data. Technical Report Etudes et travaux 42, Institut Français de l'ENvironnement, France.

Jury, W. (1982). Simulation of solute transport using a transfer function model. *Water Resour Res*, 18 :363-368.

Jury, W., Dyson, J., and Butters, G. (1990). Transfer function model of field-scale solute transport under transient water flow. *Soil Sci Soc of Am J*, 54(2) :327-332.

Jury, W. and Roth, K. (1990). Transfer functions and solute movement through soil : theory and applications. Birkhäuser Verlag.

Kalita, P., Ward, A., Kanwar, R., and McCool, D. (1998). Simulation of pesticide concentrations in groundwater using agricultural drainage and pesticide transport (ADAPT) model. *Agri Water Manage*, 36(1) :23-44.

Kao, C., Nedelec, Y., and Zimmer, D. (1998). Surface runoff mechanisms and modeling in subsurface drained fields. In Brown, L., editor, 7th Annual Drainage Symposium "Drainage in the 21st century : Food Production and Environment", volume 7, pages 258-266, Orlando, USA. ASAE.

Köhne, S., Lennartz, B., Köhne, J., and Simunek, J. (2006). Bromide transport at a tile-drained field site : experiment, and one- and two-dimensional equilibrium and non-equilibrium modelling. *J Hydrol*, 321 :390-408.

Kladivko, E., Brown, L., and Baker, J. (2001). Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 31(1) :1-62.

Kumar, A. and Kanwar, R. (1997). Incorporating preferential flow and herbicide fate and transport into the DRAINAGE model. *Trans ASAE*, 40(4) :977-985.

Larsbo, M. and Jarvis, N. (2003). Macro 5.0 : a model for water flow and solute transport in

macroporous soil. Technical report, Swedish University of Agricultural Sciences.

Leonard, R., Knisel, W., and Davis, F. (1995). Modelling pesticide fate with GLEAMS. *Eur J Agron*, 4(4) :485-490.

Lesaffre, B. and Zimmer, D. (1988). Subsurface drainage peak flows in shallow soil. *J Irrig Drain E-ASCE*, 114(3) :387-406.

Madrigal, I. (2004). Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbées et boisées - Rôle des matières organiques. PhD thesis, INA-PG, Paris, France.

Madrigal, I., Benoit, P., Barriuso, E., Etiévant, V., Souiller, C., Réal, B., and Dutertre, A. (2002). Sorption properties of two herbicides : Isoproturon and Diflufenican in different grassed buffer strip soils. *Etude et Gestion des Sols*, 9(4) :287-302.

Magesan, G., Scotter, D., and White, R. (1994). A transfer function approach to modelling the leaching of solutes to subsurface drains I. non-reactive solutes. *Aust J Soil Res*, 32(1) :69-83.

Nash, J. and Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models. *J Hydrol*, 167(1-4) :167-174.

Paris, T. (2004). Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement. PhD thesis, ENGREF, Paris, France.

Parsons, J. (1999). Simulation models of drainage water quality. In Skaggs, R. and van Schilf-gaarde, J., editors, *Agricultural Drainage*, pages 501-535. ASA-CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.

Rudra, R., Negi, S., and Gupta, N. (2005). Modelling approaches for subsurface drainage water quality management. *Water Qual Res J Can*, 40(1) :71-81.

Scotter, D., White, R., and Dyson, J. (1993). The Burns leaching equation. *J Soil Sci*, 44(1) :25-33.

Siimes, K. and Kämäri, J. (2003). A review of available pesticide leaching models : Selection of models for simulation of herbicide fate in Finnish sugar beet cultivation. *Boreal Environ Res*, 8(1) :31-51.

Simunek, J., Sejna, M., and van Genuchten, M. (1999). The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Technical report, International Groundwater Modelling Center - Colorado School of Mines, USA.

Skaggs, R. (1999). Drainage simulation models. In Skaggs, R. and van Schilf-gaarde, J., editors, *Agricultural Drainage*, pages 469-500. ASA-CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.

Tiktak, A., De Nie, D., Van der Linden, T., and Kruijne, R. (2002). Modelling the leaching and drainage of pesticides in the Netherlands : The GeoPEARL model. *Agronomie*, 22(4) :373-387.

Tournebize, J., Kao, C., Nikolic, N., and Zimmer, D. (2004). Adaptation of the STICS model to subsurface drained soils. *Agronomie*, 24(6-7) :305-313.

Van Ommen, H. (1985a). The 'mixing-cell' concept applied to transport of non-reactive and reactive components in soils and groundwater. *J Hydrol*, 78(3-4) :201-213.

Van Ommen, H. (1985b). Systems approach to an unsaturated-saturated groundwater quality model, including adsorption, decomposition and bypass. *Agr Water Manage*, 10 :193-203.

Van Ommen, H., Van Genuchten, M., Van Der Molen, W., Dijksma, R., and Hulshof, J. (1989). Experimental and theoretical analysis of solute transport from a diffuse source of pollution. *J Hydrol*, 105(3-4) :225-251.

Vanclooster, M., Boesten, J., Trevisan, M., Brown, C., Capri, E., Eklo, O., Gottesburen, B., Gouy, V., and Van der Linden, A. (2000). A European test of pesticide-leaching models : Methodology and major recommendations. *Agr Water Manage*, 44(1-3) :1-19.

Viallet, P., Debionne, S., Braud, I., Dehotin, J., Haverkamp, R., SaĹadi, Z., Anquetin, S., Branger, F., and Varado, N. (2006). Towards multi-scale integrated hydrological models using the LIQUID framework. In Liong, S., Phoon, K., and Babovic, V., editors, 7th Hydroinformatics International Conference, volume under press, Nice, France.

Vinten, A., Vivian, B., and Redman, M. (1991). An analysis of the leaching of chloride tracer applied to pipe- drained plots using a coupled unsaturated-saturated zone model of solute transport. *Soil Use Manage*, 7(2) :103-109.

White, R., Heng, L., and Magesan, G. (1998). Nitrate leaching from a drained, sheep-grazed pasture II. Modelling nitrate leaching losses. *Aust J Soil Res*, 36 :963-977.

Zimmer, D., Lorre, E., and Lesaffre, B. (1995). Parameter sensitivity and field evaluation of SIDRA model. *Irrig Drain Syst*, 9 :279-296.

4.3 Mise en œuvre dans la plate-forme LIQUID

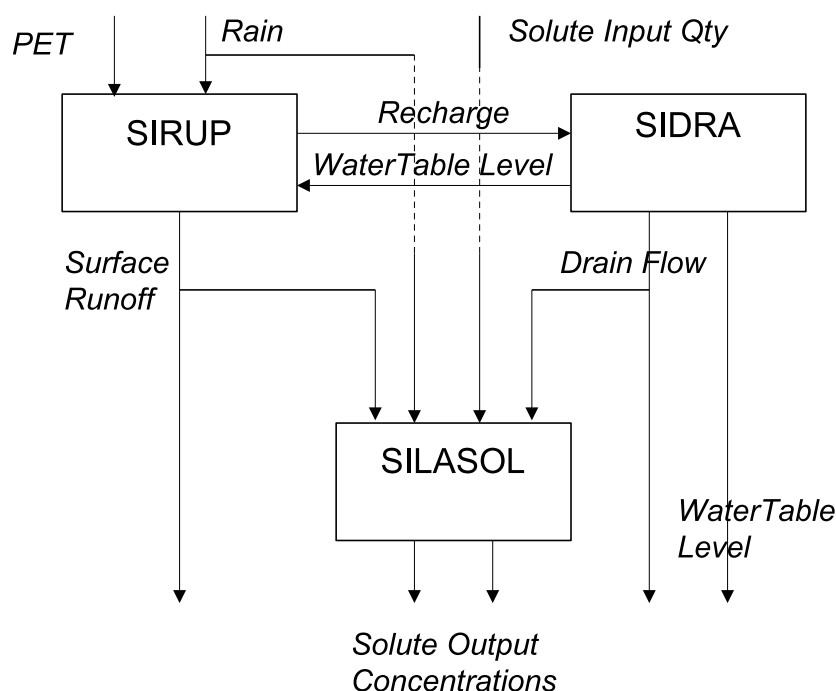


FIG. 4.1 – Diagramme de flux de données du modèle PESTDRAIN.

Cette partie présente la traduction en termes informatiques dans LIQUID du modèle PESTDRAIN. Une description plus sommaire de l'architecture de ce modèle peut être trouvée dans Branger *et al.* (2006a). Comme on peut le voir sur la figure 4.1, qui décrit les échanges de données entre les composantes de PESTDRAIN, ce modèle est constitué de trois modules indépendants, SIDRA, SIRUP et SILASOL.

4.3.1 Le module SIDRA

Le module SIDRA, qui représente le fonctionnement de la nappe drainée, est de structure simple. Son solveur est constitué d'une classe CSolver seule dans laquelle sont effectuées toutes les opérations comme représenté sur le diagramme de classe figure 4.2. CSolver contient donc l'ensemble des paramètres géométriques et physiques décrits dans l'article en 4.2 pour SIDRA. La variable de calcul est la hauteur de la nappe `m_dWaterTableLevel`.

La méthode `OnTimer()` implémente le fonctionnement du module et réalise à chaque appel les opérations suivantes :

- calcul du pas de temps Δt entre la dernière exécution de `OnTimer()` et `t` ;
- intégration de `m_dWaterTableLevel` à partir de la valeur de la dérivée `m_dWaterTableVariation` calculée au pas de temps précédent par la méthode d'Euler ;

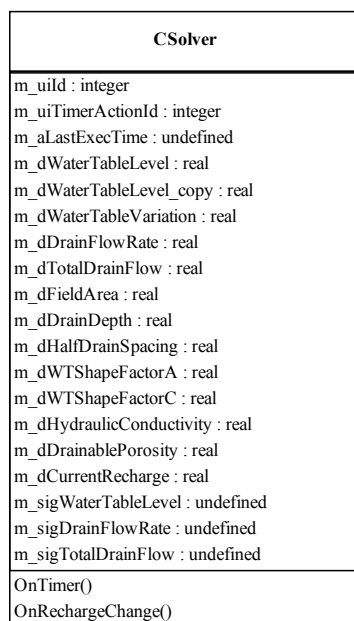


FIG. 4.2 – Diagramme de classe UML du solveur du module SIDRA.

- calcul des flux de sortie correspondants $m_dDrainFlowRate$ (flux drainé par unité de surface) et $m_dTotalDrainFlow$ (flux total) ;
- prise en compte de la nouvelle valeur de la recharge $m_dCurrentRecharge$ et calcul de la dérivée $m_dWaterTableVariation$ selon l'équation (16) de l'article fourni en 4.2 ;
- estimation du futur pas de temps $\Delta t'$;
- programmation dans le scheduler de la prochaine exécution de $OnTimer()$ à $t + \Delta t'$;
- export vers l'extérieur des valeurs de $m_dWaterTableLevel$, $m_dDrainFlowRate$ et $m_dTotalDrainFlow$ via les signaux $m_sigWaterTableLevel$, $m_sigDrainFlowRate$ et $m_sigTotalDrainFlow$ respectivement.

La règle de calcul du pas de temps impose une valeur maximale de 1 semaine et une variation maximale de la hauteur de la nappe en un pas de temps inférieure à 2 % de la profondeur du drain (qui est la profondeur du sol).

Le solveur de SIDRA reçoit un slot, $OnRechargeChange()$. Son appel provoque une mise à jour de valeur de la variable $m_dCurrentRecharge$ et une nouvelle exécution du solveur, conformément au mécanisme d'interruption décrit au chapitre 3.

Le préprocesseur de SIDRA permet l'initialisation des paramètres et de la variable $m_dWaterTableLevel$. Les valeurs correspondantes sont stockées dans une table unique, la table *Main* (non représentée), qui contient également l'identifiant du solveur et la géométrie sur laquelle le solveur

s'applique, et qui doit être un polygone. Le préprocesseur du module calcule l'aire de ce polygone pour déterminer la valeur du paramètre `m_dFieldArea`.

4.3.2 Le module SIRUP

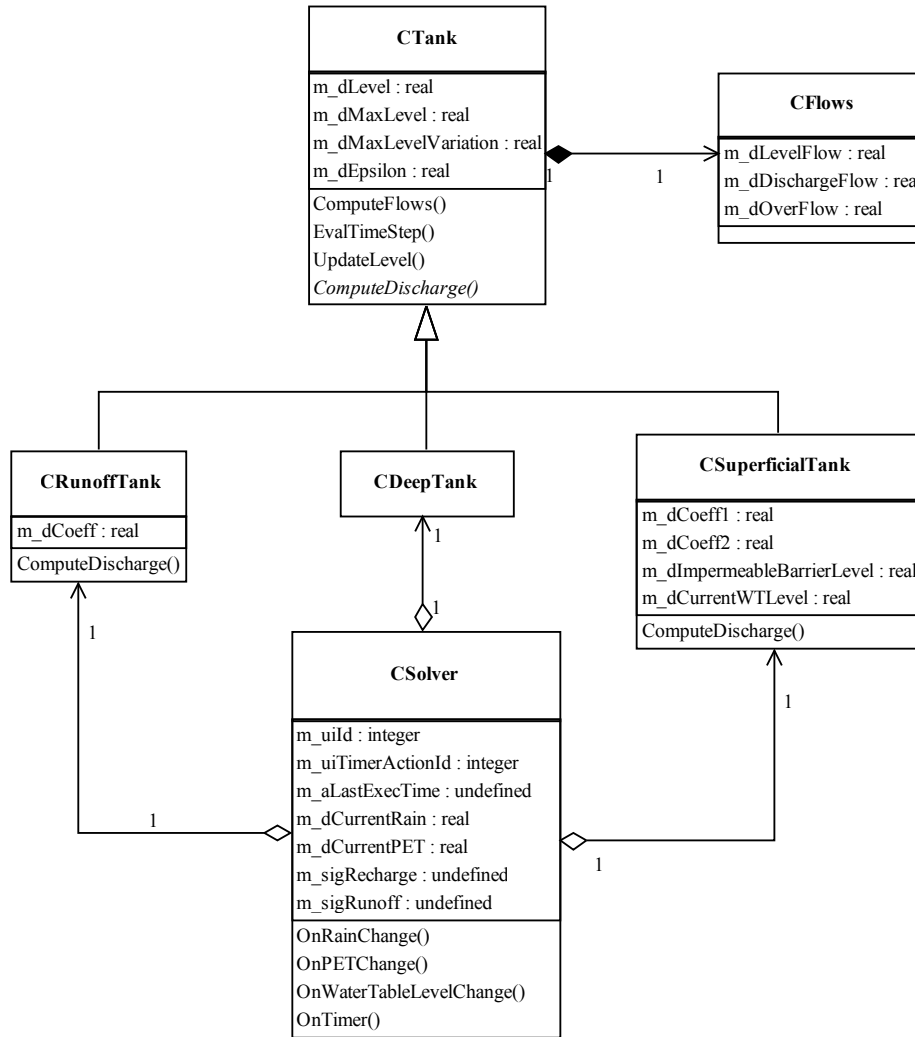


FIG. 4.3 – Diagramme de classe UML du solveur du module SIRUP.

Le module SIRUP est chargé de représenter le fonctionnement de la zone non saturée. Son solveur est constitué de trois réservoirs indépendants représentés sur le diagramme de classe figure 4.3. Les trois réservoirs sont tous issus d'une même classe générique `CTank`. Un réservoir `CTank` a pour variable d'état son niveau `m_dLevel`, et dispose de son propre pas de temps, qui permet de calculer la méthode `EvalTimeStep()`. Les flux sortants de ce réservoir sont le flux `m_dDischargeFlow` issu d'une loi de vidange `ComputeDischarge()` et le flux de débordement `m_dOverFlow`. La dérivée dans

le temps de `m_dLevel`, `m_dLevelFlow`, est calculée par un bilan de masse à l'échelle du réservoir. La méthode `UpdateLevel()` permet d'intégrer `m_dLevel` à partir de sa dérivée en utilisant la méthode d'Euler. Les réservoirs `CSuperficialTank`, `CRunoffTank` et `CDeepTank` héritent de cette classe générique et spécifient la méthode virtuelle `ComputeDischarge()` en faisant appel à des paramètres supplémentaires si besoin.

La boucle temporelle du module SIRUP est la suivante :

- calcul du pas de temps Δt entre la dernière exécution de `OnTimer()` et `t` ;
- intégration des niveaux dans chaque réservoir en faisant appel à `UpdateLevel()` ;
- calcul du flux de vidange `m_dDischargeFlow` en commençant par `CSuperficialTank` ;
- prise en compte des nouvelles valeurs de la pluie et de l'évapotranspiration et calcul dans chaque réservoir de `m_dLevelFlow` et `m_dOverflow` le cas échéant ;
- estimation du futur pas de temps $\Delta t'$;
- programmation dans le scheduler de la prochaine exécution de `OnTimer()` à $t + \Delta t'$;
- export vers l'extérieur des valeurs de `m_dDischarge` du réservoir `CRunoffTank` et `m_dOverflow` du réservoir `CDeepTank` via les signaux `m_sigRunoff` et `m_sigRecharge` respectivement.

Le pas de temps calculé est le plus petit des pas de temps des trois réservoirs de SIRUP. Dans chaque réservoir, sa valeur ne peut pas dépasser une semaine et ne doit pas engendrer une variation du niveau supérieure à 1 mm.

Les slots reçus par le solveur correspondent aux forçages climatiques pour `OnRainChange()` et `OnPETChange()`, et au niveau de la nappe pour `OnWTLevelChange()`, qui est utilisé pour le calcul du flux de vidange du réservoir `CSuperficialTank` (voir en 4.2). Lorsque `OnRainChange()` et `OnPETChange()` sont appelés, les variables correspondantes `m_dCurrentRain` et `m_dCurrentPET` sont mises à jour, la prochaine action programmée est annulée et repositionnée immédiatement. Par contre, l'appel de `OnWTLevelChange` induit uniquement la remise à jour de `m_dCurrentWTLevel` du réservoir `CSuperficialTank` et pas de nouvelle exécution du solveur.

Le préprocesseur de SIRUP permet l'initialisation des valeurs des paramètres et des niveaux dans chaque réservoir via une table unique. Cette table contient également l'identifiant du solveur et la géométrie (polygone) sur laquelle ce solveur s'applique, comme pour SIDRA.

4.3.3 Le module SILASOL

Le solveur du module SILASOL, chargé du transfert de solutés, est constitué (figure 4.4) d'une classe `CStock` pour le stock de surface (voir article présenté en 4.2) et d'un ou plusieurs compartiments `CCompartment`. La variable d'état du stock est `m_dStock`, qui est la quantité de produit disponible. La méthode `ComputeFlows()` permet de déterminer les flux de produit emportés par le

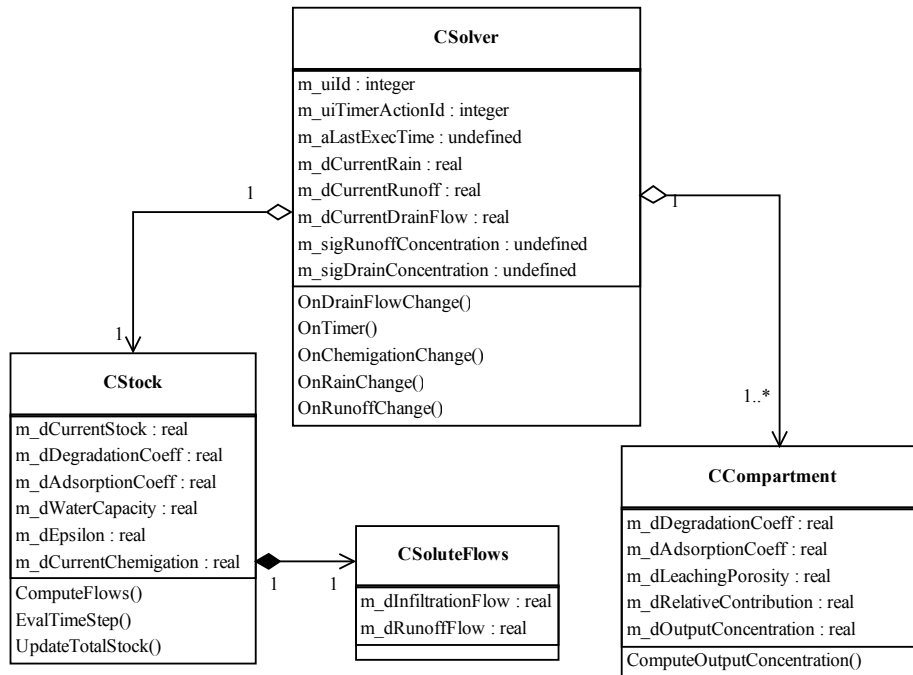


FIG. 4.4 – Diagramme de classe UML du solveur du module SILASOL.

ruissellement $m_dRunoffFlow$ et l'infiltration $m_dInfiltrationFlow$ ainsi que les concentrations correspondantes. Les calculs sont détaillés section 4.2. Les compartiments `CCompartment` permettent le calcul des fonctions de transfert.

La méthode `OnTimer()` de la classe `CSolver` définit les opérations suivantes :

- calcul du pas de temps Δt entre la dernière exécution de `OnTimer()` et t ;
- calcul de la concentration en sortie de drain en faisant appel à `ComputeOutputConcentration()` de chaque compartiment prenant comme paramètre la nouvelle valeur du flux unitaire drainé $m_dCurrentDrainFlow$;
- mise à jour du stock de produit dans `CStock` en prenant en compte un éventuel nouvel apport de produit $m_dCurrentChemigation$ par la méthode `UpdateTotalStock()` ;
- prise en compte des nouvelles valeurs de la pluie et du ruissellement, calcul de $m_dRunoffFlow$, $m_dInfiltrationFlow$ et des concentrations associées ;
- estimation du futur pas de temps $\Delta t'$;
- programmation dans le scheduler de la prochaine exécution de `OnTimer()` à $t + \Delta t'$;
- export vers l'extérieur des valeurs des concentrations dans le ruissellement et le drainage via les signaux $m_sigRunoffConcentration$ et $m_sigDrainConcentration$ respectivement.

Le calcul du pas de temps se fait dans la classe CStock. La condition de limitation du pas de temps est que la quantité de produit lessivé (donc hors dégradation et adsorption) dans ce pas de temps ne doit pas dépasser 20 % du stock courant. Lorsque la quantité de produit disponible dans le stock passe en-dessous d'un seuil représenté par la variable `m_dEpsilon`, on considère qu'elle est nulle, ce qui permet d'éviter d'avoir de trop petits pas de temps.

Les slots reçus par SILASOL sont `OnChemigationChange()` pour les intrants, `OnRainChange()` et `OnRunoffChange()` pour la pluie et le ruissellement et `OnDrainFlowChange()` pour le flux drainé. L'appel de tous ces slots entraîne la remise à jour des variables correspondantes dans les classes CStock et CSolver, ainsi que la réexécution immédiate du module.

Le préprocesseur de SILASOL permet la génération de deux tables qui sont exploitées lors de l'initialisation du module (non représentées ici). La table *Main* contient l'identifiant du solveur ainsi que les paramètres du stock et les données caractérisant le produit étudié (voir tableau 3 de l'article fourni en 4.2 pour la liste de ces paramètres). La table *Compartment* contient les données spécifiques aux compartiments : paramètre de la fonction de transfert et contribution relative au débit. La somme des contributions relatives de tous les compartiments d'un même solveur doit être égale à 1.

4.3.4 Assemblage des trois modules : le modèle PESTDRAIN

Instance	Signal	Instance	Slot
Rain	<code>m_sigData</code>	Sirup	<code>OnRainChange()</code>
PET	<code>m_sigData</code>	Sirup	<code>OnPETChange()</code>
Chemigation	<code>m_sigData</code>	Silasol	<code>OnChemigationChange()</code>
Rain	<code>m_sigData</code>	Silasol	<code>OnRainChange()</code>
Sirup	<code>m_sigRecharge</code>	Sidra	<code>OnRechargeChange()</code>
Sidra	<code>m_sigWaterTableLevel</code>	Sirup	<code>OnWTLevelChange()</code>
Sirup	<code>m_sigRunoff</code>	Silasol	<code>OnRunoffChange()</code>
Sidra	<code>m_sigDrainFlowRate</code>	Silasol	<code>OnDrainFlowChange()</code>
Sirup	<code>m_sigRunoff</code>	SurfaceRunoff	<code>OnDataChange()</code>
Sidra	<code>m_sigDrainFlowRate</code>	DrainFlowRate	<code>OnDataChange()</code>
Sidra	<code>m_sigTotalDrainFlow</code>	TotalDrainFlow	<code>OnDataChange()</code>
Silasol	<code>m_sigRunoffConcentration</code>	RunoffConcentration	<code>OnDataChange()</code>
Silasol	<code>m_sigDrainConcentration</code>	DrainConcentration	<code>OnDataChange()</code>

TAB. 4.2 – Connexions entre slots et signaux des instances de modules formant le modèle PESTDRAIN.

Le modèle PESTDRAIN est ensuite construit par l'assemblage de ces trois modules. Plus précisément, PESTDRAIN contient une instance de chacun de ces trois modules, nommées respectivement Sidra, Sirup et Silasol, des instances du module INPUT, soit Rain, PET et Chemigation pour les forçages climatiques et les intrants, ainsi que plusieurs instances du module OUTPUT, qui permettent de visualiser les sorties : DrainFlowRate, TotalDrainFlow, SurfaceRunoff, RunoffConcentration et DrainConcentration. Ces instances de modules doivent ensuite être connectées entre elles en mettant en correspondance les slots et les signaux. Ces connexions sont représentées dans le tableau 4.2.

On peut voir dans ce tableau que la connexion entre les instances Sidra et Sirup est bidirectionnelle : le slot `OnRechargeChange()` de SIDRA est connecté au signal `m_sigRecharge` de SIRUP, et le slot `OnWTLevelChange()` de SIRUP est connecté au signal `m_sigWaterTableLevel` de SIDRA. La définition des slots permet de représenter cette interaction sans qu'il y ait de boucles infinies : en effet seul le slot `OnRechargeChange()` entraîne une nouvelle exécution immédiate du module. De cette façon on induit un léger décalage entre les modules SIDRA et SIRUP, ce qui permet à la simulation de se poursuivre.

4.3.5 Future intégration dans un modèle de bassin

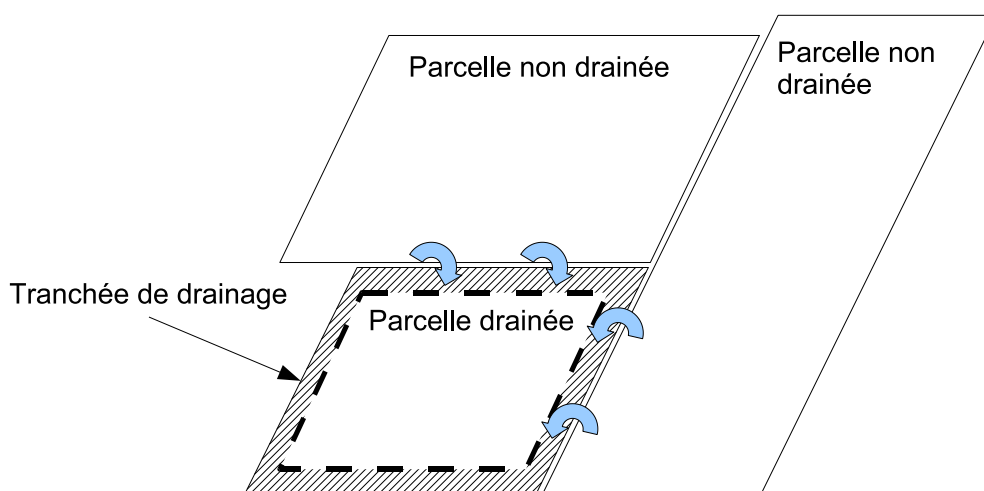


FIG. 4.5 – Connexions entre une parcelle drainée et les parcelles voisines.

Tous les développements précédents ont été faits en raisonnant à l'échelle d'une parcelle drainée, sans considérer ses éventuelles interactions avec d'autres éléments d'un bassin versant. SIDRA, SIRUP et SILASOL forment une entité indépendante. Dans leur version actuelle, les seules entrées que peut recevoir cette entité sont les forçages climatiques (pluie et évapotranspiration potentielle) et l'application de produit à la surface du sol de la parcelle. Cette représentation est conforme avec l'hypothèse de système « hydrauliquement isolé » qui est généralement faite en modélisation des parcelles drainées, et garantit que le fonctionnement du drainage n'est pas perturbé par des flux

provenant de l'extérieur. En pratique, lorsqu'un système de drainage est installé dans une parcelle, celle-ci est entourée de tranchées de drainage censées assurer cette isolation comme on peut le voir sur le schéma figure 4.5.

Pour mettre en œuvre les modules SIDRA, SIRUP et SILASOL dans un modèle de bassin versant pour représenter les parcelles drainées, il faudra avoir conscience que ces parcelles drainées ne pourront recevoir de ruissellement provenant de parcelles amont, ni de flux latéraux subsurfaciques. Cela ne devrait normalement pas poser de problème pour les parcelles drainées elles-mêmes, en vertu de cette hypothèse d'isolation hydraulique. Cependant, cette absence de connexions spatiales latérales peut être plus gênante pour les éléments voisins des parcelles drainées (parcelles « normales » non drainées, haies. . .) qui se verront imposer des limites à flux nul. Pour éviter des accumulations d'eau, il sera peut-être nécessaire de représenter explicitement les tranchées de drainage. Par contre, les sorties des parcelles drainées pourront sans difficultés être transmises aux éléments voisins : parcelle aval, haie, fossé ou rivière pour le flux de ruissellement ; tronçon de réseau hydrographique pour le flux drainé.

4.4 Conclusion

On a donc construit dans LIQUID trois modules simplifiés pour représenter le fonctionnement d'une parcelle drainée vis-à-vis des transferts d'eau et de pesticides : SIDRA et SIRUP assurent l'aspect hydrodynamique et permettent de simuler les débits drainé et ruisselé en sortie de parcelle, à partir de données climatiques, tandis que SILASOL prend en charge le transfert des produits phytosanitaires et calcule les concentrations associées à ces débits, à partir de données d'application de produit à la surface de cette même parcelle. Ces trois modules, qui utilisent des représentations très différentes (équation de Boussinesq pour SIDRA, réservoirs conceptuels pour SIRUP et fonctions de transfert pour SILASOL), ont été assemblés à l'échelle locale pour former le modèle PESTDRAIN.

Une première série de tests sur des données réelles provenant du site expérimental de La Jaillière a permis de valider à l'échelle locale la pertinence des concepts employés et le couplage réalisé dans LIQUID : en effet, une fois calibré, PESTDRAIN a été en mesure de reproduire à la fois la dynamique de la nappe drainée par une simulation correcte des débits drainés et ruisselés, et les transferts de pesticides par une bonne estimation des concentrations moyennes hebdomadaires et des flux cumulés à l'échelle de la saison pour deux molécules, l'Isoproturon et le Diflufenicanil.

Pour la préparation des connexions des modules SIDRA, SIRUP et SILASOL avec d'autres modules pour la construction d'un bassin versant, on a pour le moment choisi l'hypothèse la plus simple : on suppose que la parcelle drainée est isolée hydrauliquement. Son fonctionnement est ainsi indépendant de l'état des parcelles voisines. Pour les parcelles drainées, le couplage spatial interviendra donc uniquement pour transmettre les sorties des modules SIDRA, SIRUP et SILASOL :

flux ruisselé vers les éléments aval, débit drainé vers le réseau hydrographique.

Le travail de test à l'échelle locale commencé ici est appelé à se poursuivre : pour le module SILASOL particulièrement, il serait souhaitable d'effectuer des tests sur d'autres jeux de données, pour d'autres molécules ou sur d'autres sites expérimentaux. En particulier, il serait intéressant de travailler sur des données à pas de temps fin (qui n'ont été utilisées dans les tests montrés ici que pour la calibration). La comparaison des sorties de SILASOL avec des données de concentration instantanées permettrait d'évaluer plus précisément qu'avec des moyennes hebdomadaires la justesse de la reproduction des dynamiques de transfert. De plus et surtout, des données à pas de temps fin permettraient de valider les sorties de flux instantanés de produits exportés, utiles pour évaluer la contribution des parcelles drainées à la pollution globale à l'échelle d'un bassin, en attendant l'insertion du drainage dans un modèle de bassin.

A la lumière des résultats des tests déjà effectués, les évolutions déjà prévisibles des modules formant PESTDRAIN concernent surtout la partie hydrodynamique. Notamment, l'amorce de la saison de drainage et les maxima de débit drainé pourraient être mieux reproduits. On dispose également d'une marge de progression sur la simulation des événements de ruissellement. Cela devrait sans doute passer par quelques modifications des lois de vidange et de débordement des réservoirs du module SIRUP.

Chapitre 5

Module de haie

Dans les milieux tempérés, et plus particulièrement dans le Grand Ouest de la France, le bocage fait partie intégrante du paysage rural. Il est constitué de parcelles agricoles entourées d'un réseau de talus surmontés de haies, qui peuvent être bordés de fossés. La végétation de ces haies varie des buissons (aubépine) aux grands arbres (chênes). Les premières interrogations scientifiques en France sur le bocage remontent à la fin des années 70, devant le constat de l'arasement des haies, principalement sous l'influence du remembrement et de la mécanisation de l'agriculture. On s'est alors intéressé à leur rôle sur le régime hydrique des sols, ainsi que sur l'érosion...

L'objectif de ce chapitre est de décrire le module HEDGE, qui est un module local simplifié défini à l'échelle d'une haie ou d'un tronçon de haie sur talus, et qui représente son fonctionnement hydrodynamique. On présente tout d'abord une synthèse des connaissances disponibles sur le fonctionnement des haies, dont l'analyse a permis de définir la démarche de modélisation. On décrit ensuite les principes physiques de HEDGE, les modalités de sa construction dans la plate-forme de modélisation LIQUID, ainsi que les premiers tests de simulation (à l'échelle locale) effectués à l'aide de ce module. On propose enfin des pistes pour une modélisation ultérieure des transferts de solutés dans les haies.

5.1 Etat des connaissances et approches de modélisation antérieures

5.1.1 Processus en jeu

5.1.1.1 Hydrologie

A l'échelle globale du bassin versant, on a pu mettre en évidence (à partir de chroniques de débit mesurées sur des bassins voisins et comparables du point de vue morphologique) que la présence d'un réseau bocager dense peut réduire de 1.5 à 2 fois le débit de pointe à l'exutoire en saison hivernale (Merot, 1999).

A l'échelle locale, plusieurs expérimentations ont été menées sur des transects de versants bocagers avec haie en travers de la pente, dans des perspectives pédologiques (Carnet, 1978), (Follain, 2005), ou hydrologiques (Caubel, 2001). Un autre jeu de données est actuellement en cours d'acquisition et d'exploitation dans le cadre d'une thèse à l'INRA à Rennes. Ces études fines ont permis de mettre en évidence l'influence forte du système talus-haie sur la structure locale du sol et sur la topographie, du fait de l'accumulation de terre en amont de la haie ainsi que de l'activité du système racinaire de la végétation de la haie. Un talus + haie jouerait ainsi le rôle d'un barrage au ruissellement et à l'érosion, doublé d'un drain vertical (Carnet, 1978). Follain (2005) précise que seuls les horizons superficiels subissent un épaissement, mais que l'organisation plus profonde du sol n'est pas affectée par la présence des haies. L'effet d'épaississement semble également se produire uniquement lorsque les talus sont des exutoires de parcelles.

Ce rôle est cependant à nuancer en fonction des saisons et de l'activité de la végétation : la transpiration des arbres est notamment responsable d'un effet d'assèchement accru en période de basses eaux (fin de printemps et été), qui entraîne un retard à la saturation des sols en période de réhumectation (automne), et donc un retard des transferts d'eau de l'amont vers l'aval par la nappe (1 à 2 mois). Par contre, en hiver et au début du printemps, la haie n'a pas de rôle décelable sur la dynamique de la nappe (Caubel *et al.*, 2003).

5.1.1.2 Transfert de solutés

En ce qui concerne les transferts de solutés, un suivi des nitrates a révélé que le rôle épurateur des haies demande encore à être caractérisé, car le ralentissement de l'écoulement de la nappe apparaît compensé par la restitution d'azote de la part des arbres (Caubel *et al.*, 2001).

Pour les produits phytosanitaires, une étude a montré un certain rôle protecteur des structures bocagères vis-à-vis des dérives de pulvérisation des pesticides et des transferts par volatilisation (Davis *et al.*, 1994). Les transferts au niveau du sol n'ont par contre pas été étudiés. On notera tout de même que la présence d'une haie entraîne l'accumulation de carbone organique dans les couches supérieures du sol, ce qui peut favoriser l'adsorption des pesticides (Walter *et al.*, 2003). Follain (2005) a observé une augmentation significative des teneurs en carbone organique dans et au voisinage immédiat du talus, à l'amont comme à l'aval, jusqu'à 55 cm de profondeur.

5.1.2 Modélisation

L'intégration explicite de haies a été peu réalisée à ce jour en modélisation hydrologique distribuée. Dans les tentatives répertoriées, la représentation des haies apparaît inféodée aux choix de représentation géométrique et donc aux maillages des modèles de base.

5.1.2.1 Représentation géométrique

La première possibilité, utilisée par Merot *et al.* (1999) dans la toute première tentative recensée pour intégrer le rôle des haies dans une modélisation hydrologique distribuée, et reprise par Viaud (2004) dans une adaptation du modèle TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2002), est de travailler sur un maillage carré de $20\text{ m} \times 20\text{ m}$ et de définir des « mailles-haies » de mêmes dimensions. Des traitements SIG sont souvent nécessaires pour créer ces « mailles-haies » à partir de données réelles (procédures dites de squelettisation et de déconnexion des coins). Les dimensions finales sont assez éloignées des dimensions réelles des haies (largeur typique de 5 à 20 m), mais peuvent être justifiées par le fait que la zone d'influence d'une haie (en termes de prélèvements d'eau par les racines des arbres par exemple) dépasse son extension spatiale réelle. Une autre approche, choisie par Carluier et de Marsily (2004) sur la base du modèle hydrologique TOPOG (Vertessy *et al.*, 1993) dont les mailles sont définies par les lignes de niveau et de plus grande pente, consiste à représenter les haies comme des brins linéaires qui coupent tout simplement les mailles d'origine en morceaux. Cela permet de conserver le tracé réel. Enfin, Tortrat (2005) propose de créer, sur la base de mailles carrées régulières, des mailles de type *parcelle avec haie*, comportant des haies sur un ou plusieurs côtés de la parcelle, qui sont appelés alors *murs*. Les haies ne sont plus représentées explicitement dans le maillage et n'ont plus d'épaisseur. Ces trois possibilités de représentation des haies figurent figure 5.1.

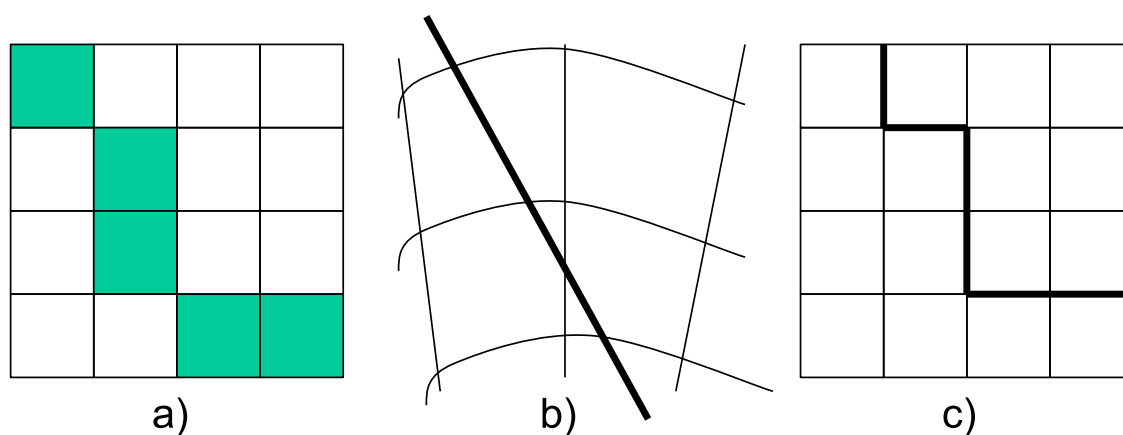


FIG. 5.1 – Trois possibilités de représentation géométrique pour les haies :

- a) mailles raster proposées par Merot *et al.* (1999) ;
- b) brins linéaires proposés par Carluier et de Marsily (2004) ;
- c) « murs » proposés par Tortrat (2005).

Les deux dernières approches relèvent d'une conception de la haie comme une interface. Notamment, la représentation géométrique linéaire (donc sans épaisseur) interdit à la haie ainsi représentée de recevoir des flux surfaciques (pluie, évapotranspiration potentielle) et d'avoir une capacité de stockage d'eau. Or l'estimation de l'influence d'une haie sur le bilan évaporatoire (telle qu'elle a été

observée expérimentalement) nécessite le calcul d'un flux surfacique d'évapotranspiration réelle sur la haie. Une solution possible est d'attribuer une épaisseur virtuelle à la haie, de manière à lui conférer une surface au sol et un volume, mais la manipulation de ces grandeurs virtuelles doit être faite avec prudence. En effet, un ensemble parcelle + haie comporterait alors des domaines de modélisation qui se chevauchent, ce qui fausserait le bilan de masse (il y aurait une zone sur laquelle notamment la pluie serait reçue deux fois).

5.1.2.2 Modélisation du rôle des haies sur le ruissellement

En tout premier lieu, un ensemble *haie + talus* est un dispositif qui permet le blocage du ruissellement, et éventuellement sa redirection. Les approches de modélisation citées précédemment reprennent donc ce schéma, avec redirection le long des lignes de plus grande pente avec ou sans direction préférentielle d'écoulement le long de la haie. Le fonctionnement de la haie est ici un fonctionnement purement d'interface, qui est donc valable aussi pour des représentations géométriques linéaires des haies. Pour Merot *et al.* (1999), l'eau ruisselée doit suivre la direction du talus jusqu'à un point bas du MNT ou reconnexion au réseau de drainage topographique (fossés, rivière) : l'eau de ruissellement arrivant sur une maille haie est orientée vers la maille contigüe la plus basse le long de la haie. Une maille-puits est une maille pour laquelle au moins deux directions d'écoulement convergent.

5.1.2.3 Modélisation du rôle des haies sur les transferts de subsurface

La première tentative pour représenter l'influence du réseau bocager sur la subsurface est celle de Carlier (1998). Dans une approche de la haie vue comme une interface pure, le trait retenu était le rôle de drain vertical de la haie mis en évidence par Carnet (1978). En conséquence, le choix de modélisation a été, à travers cette interface, de transférer directement les flux d'eau des couches peu profondes du sol de la cellule amont de la haie vers une couche plus profonde de la cellule aval.

L'approche la plus aboutie à ce jour et considérant la haie comme un véritable objet physique est celle présentée par Viaud (2004); Viaud *et al.* (2005), sur une adaptation du modèle TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2002).

TNT2 est un modèle hydrologique distribué, reprenant les principes de TOPMODEL (Beven, 1984) et du modèle agronomique STICS (Brisson *et al.*, 1998), et simulant les transferts d'eau et de nitrates au pas de temps journalier. On décrit ici les caractéristiques du modèle utiles pour la compréhension des modifications réalisées par Viaud *et al.* (2005). Les autres aspects du fonctionnement de ce modèle sont décrits en annexe E.

Sur chacune des mailles de ce modèle, le sol est divisé en deux couches : le sol proprement dit, qui est une couche superficielle où se trouve la réserve d'eau utile pour les plantes ; et la zone

d'altérites, qui recouvre le substrat géologique et à laquelle les plantes n'ont pas accès. Par rapport au modèle original, sur la base des études expérimentales locales récentes mentionnées précédemment, Viaud *et al.* ont décidé de représenter sur les cellules haies :

- l'accroissement de la demande évaporatoire des haies du fait de transferts d'énergie plus importants (plus grande surface foliaire et transferts aérodynamiques accrus) ;
- en conséquence une extraction racinaire plus forte et plus profonde.

Pour cela, plusieurs paramètres ont été modifiés ou ajoutés par rapport au modèle initial.

Coefficient d'évapotranspiration et réserve utile Dans chaque maille, l'évapotranspiration réelle est calculée dans TNT2 à partir de l'évapotranspiration potentielle de la façon suivante :

- l'évapotranspiration maximale ETM est calculée à l'aide d'un coefficient k_c :

$$ETM = k_c \times ETP \quad (5.1)$$

- l'évapotranspiration réelle ETR est ensuite évaluée de la façon suivante :

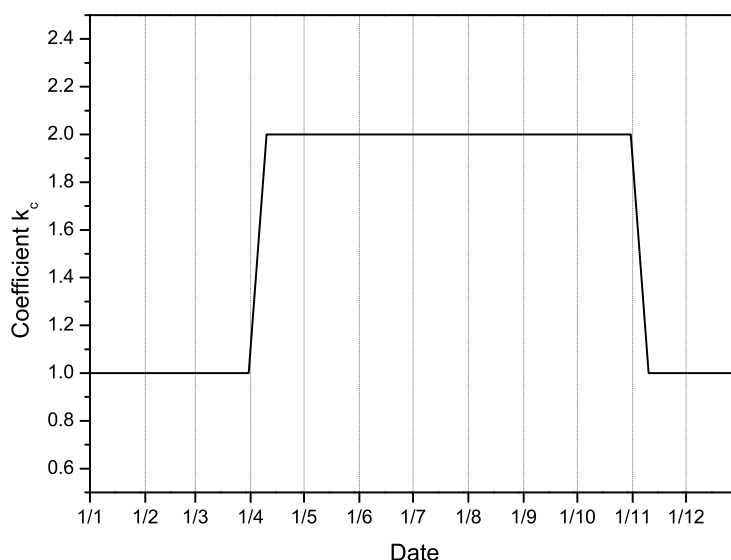
$$ETR = \begin{cases} ETM = k_c \times ETP & \text{si } ESD > ESFD, \\ k_c \times (ESD/ESFD)ETP & \text{sinon.} \end{cases} \quad (5.2)$$

où ESD est la quantité d'eau disponible dans le sol et $ESFD$ la réserve utile. Cette dernière est augmentée pour les « mailles-haies » et fixée à 75 % du volume de porosité de rétention du sol, au lieu de 60 % pour les autres mailles, ceci pour représenter la meilleure résistance des arbres au stress hydrique.

Cette évapotranspiration est ensuite déduite des apports d'eau sur la cellule (pluie, ruissellement), ou prise sur la réserve d'eau du sol (couche superficielle) si ces apports sont insuffisants. Un coefficient k_c spécifique a été déterminé pour les arbres à feuilles caduques : il a été fixé à 2 pour la saison de végétation (avril à novembre), et à 1 pour la saison hivernale. Début avril et début novembre, le passage de l'une à l'autre valeur se fait graduellement sur 10 jours, représentant ainsi respectivement la croissance et la chute des feuilles, comme représenté sur la figure 5.2.

Extraction racinaire Dans TNT2 le prélèvement de l'eau du sol par les plantes se fait exclusivement dans la couche supérieure du sol, où se trouve la réserve utile (Beaujouan, 2001). La profondeur de cette couche est déterminée par rapport aux cultures. Pour les arbres, cette profondeur n'est pas suffisante, car leur système racinaire est plus profond. De manière à contourner cette limitation, Viaud *et al.* (2005) utilisent le processus de remontée capillaire, qui est également présent dans TNT2 et qui permet de faire remonter de l'eau de la nappe vers la couche de sol. La quantité d'eau RC ainsi apportée à chaque pas de temps dans la couche de sol est (Beaujouan, 2001) :

$$RC = \text{Min}\left(ETR, \frac{k_{RC} + b}{d^s}\right) \quad (5.3)$$

FIG. 5.2 – Variations au cours de l'année du coefficient k_c .

où d est la profondeur de la nappe, k_{RC} et s des coefficients dépendant de la texture du sol et b un paramètre spécifique aux haies fixé empiriquement à 0.004 (Viaud *et al.*, 2005).

Dans la continuité de cette première approche, une variante agronomique a été construite, en utilisant cette fois un modèle de croissance de culture, de manière à notamment représenter les flux d'azote (Plouy, 2004). Cette variante se caractérise par un calcul de l'évapotranspiration maximale en fonction de la variation de l'indice foliaire des arbres (sans faire intervenir de coefficient spécifique), et un traitement légèrement différent de la remontée capillaire. Les sorties de cette nouvelle mouture de TNT2, calibrée pour les paramètres de croissance des arbres à partir d'études réalisées en milieu forestier, ont été comparées par Plouy à celles obtenues par Viaud (2004). Au niveau de l'hydrodynamique, les résultats sont quasiment identiques.

5.1.3 Conclusion : choix méthodologiques

L'analyse de la bibliographie montre que le rôle des haies vis-à-vis des transferts de pesticides n'est pas encore caractérisé. Les quelques éléments disponibles sur les teneurs en carbone organique ne suffisent pas à orienter le travail de modélisation sur les solutés. En conséquence, il a été décidé de se consacrer uniquement ici à la modélisation du fonctionnement hydrodynamique des haies.

Concernant ce fonctionnement hydrodynamique, on peut retenir les processus dominants suivants :

- blocage et réinfiltration des flux de ruissellement ;
- évapotranspiration accrue.

Ce sont donc ces processus que l'on représentera en priorité dans le module de haie. Par ailleurs, les connexions de la haie avec d'autres éléments sont à considérer dès le début. L'intérêt des haies dans un bassin versant réside précisément dans leurs interactions avec leurs voisins (pour le ruissellement comme pour les transferts de subsurface). Il faudra donc prévoir dans le module des entrées et sorties permettant de prendre en compte pour chaque haie :

- l'arrivée de flux de ruissellement ;
- le transit de flux latéraux de subsurface.

Pour la représentation des processus internes à l'objet physique haie, on a choisi de s'inspirer de la modélisation simplifiée la plus aboutie et la plus pertinente à ce stade : le modèle TNT2 adapté aux haies (Viaud *et al.*, 2005). TNT2 permet de rendre compte du fonctionnement des haies de manière réaliste (notamment en termes de bilans saisonniers), et nécessite relativement peu de paramètres. On a donc repris plusieurs éléments de ce modèle pour le module HEDGE, qui est décrit dans la partie suivante.

5.2 Principes physiques du module HEDGE

5.2.1 Généralités

Le module HEDGE a pour domaine de modélisation un tronçon de haie défini par une surface $S [L^2]$ déterminant son emprise au sol et une profondeur $d [L]$, comme représenté figure 5.3. Une haie peut donc avoir toutes sortes de formes et de largeurs, ce qui permet de travailler à partir de contours réels tels qu'ils peuvent être décrits dans des Systèmes d'Information Géographique. On évite ainsi les difficultés liées à la représentation géométrique abordées en 5.1.2.1.

Comme on peut le voir sur la figure 5.3, une haie HEDGE a les connexions suivantes avec le monde extérieur : elle est soumise à des flux climatiques (pluie et évapotranspiration potentielle), et elle reçoit des flux de ruissellement de surface et des flux latéraux souterrains. Les flux surfaciques (pluie et ruissellement) sont pris en compte par la haie de manière agrégée : en fait la haie elle-même ne reçoit qu'un flux surfacique global, qui est la somme de la pluie et du ruissellement comme on pourra le voir par la suite. Le flux latéral souterrain reçu par la haie est également un flux agrégé (la somme des flux entrant de chaque côté), qui peut donc être positif ou négatif selon que les entrées ou les sorties sont dominantes. La haie HEDGE est donc capable de prendre en compte ces flux d'échange de surface et subsurface. Par contre, elle ne calcule pas elle-même de flux et donc n'est pas en mesure de transmettre directement du ruissellement en excès ou un flux latéral à une parcelle

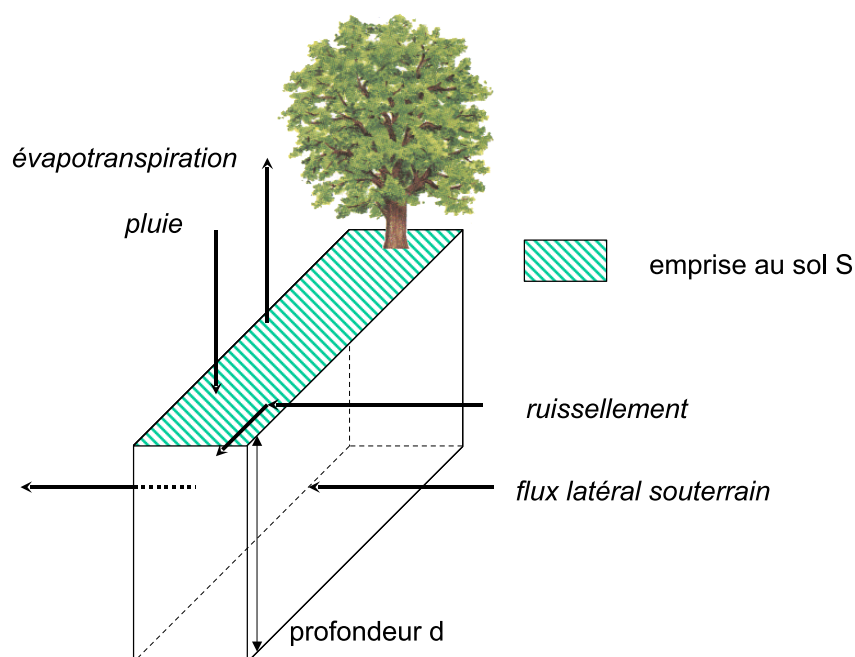


FIG. 5.3 – Schéma 3D de la représentation géométrique d'une haie HEDGE. Une haie HEDGE est définie par son emprise au sol ou surface S et par une profondeur d .

ou une haie voisine. Il faut pour cela utiliser d'autres modules (les interfaces de transferts latéraux saturés que l'on pourra voir au chapitre 6 ou le module de transfert de ruissellement actuellement en cours de développement), et effectuer un couplage dans LIQUID.

Au niveau de la représentation des processus physiques internes à la haie, HEDGE reprend un principe original du modèle TNT2 (voir annexe E) : la description du sol par sa porosité, qui est partitionnée en porosité de drainage et porosité de rétention. Ce système de double porosité permet la réalisation, à l'intérieur du module, d'un couplage entre flux d'infiltration verticaux et flux d'échange saturés latéraux. Le schéma de fonctionnement du module HEDGE est représenté figure 5.4.

5.2.2 La porosité de drainage

Le compartiment à porosité de drainage est une zone d'eau mobile, considérée comme disponible pour les échanges latéraux. Comme représenté figure 5.4, il est caractérisé par deux paramètres, la profondeur du sol d [m] et la porosité de drainage ω_d [–]. La variable d'état du système, la quantité d'eau disponible dans le compartiment, est exprimée par la hauteur de la nappe h [L].

Ce compartiment reçoit un flux d'eau latéral souterrain agrégé, Q_{lat} [L^3T^{-1}], qui peut être positif ou négatif, ainsi qu'un flux vertical de recharge $q_{recharge}$ [LT^{-1}], toujours positif, provenant du compartiment de porosité à rétention. L'équation de bilan de ce compartiment s'écrit de la façon

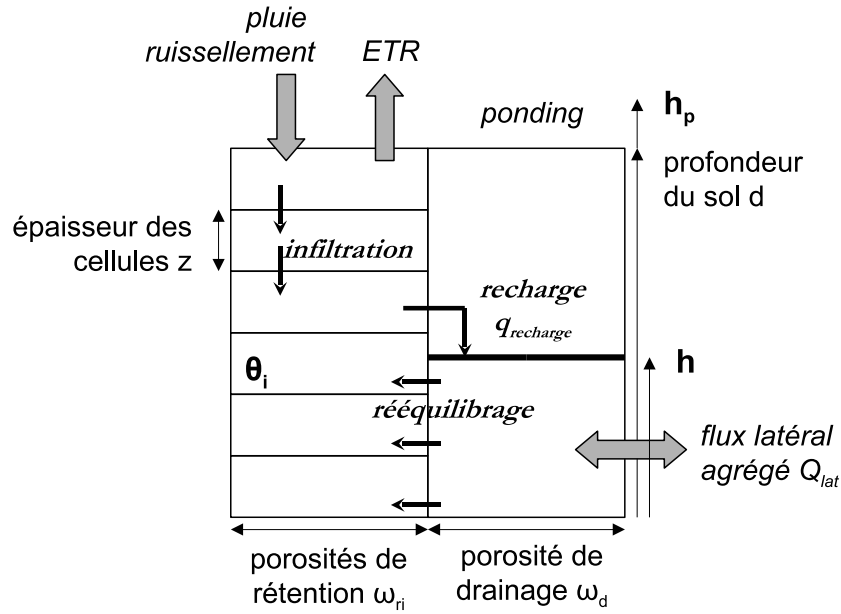


FIG. 5.4 – Schéma fonctionnel 1D du module HEDGE. La hauteur de la nappe h et les teneurs en eau des cellules θ_i sont les variables d'état du système.

suivante :

$$\omega_d S \frac{dh}{dt} = Q_{lat} + S q_{recharge} \quad (5.4)$$

où $S [L^2]$ est la surface de la haie. Le débordement de la nappe est pris en charge via une hauteur de stockage de surface dite « de ponding », $h_p [m]$ qui caractérise le volume d'eau exfiltré et stagnant à la surface du sol en l'absence pour l'instant de module de ruissellement spécifique.

5.2.3 La porosité de rétention

Le compartiment à porosité de rétention représente la partie du sol où l'eau est considérée comme immobile. C'est le lieu de l'infiltration verticale des flux apportés en surface (pluie et ruissellement). C'est dans ce compartiment que les arbres constituant la haie vont puiser l'eau nécessaire à leur transpiration. Le compartiment de rétention est constitué de plusieurs cellules d'épaisseur uniforme $z [L]$, comme représenté figure 5.4. Chaque cellule est caractérisée par sa porosité de rétention $\omega_{ri} [-]$ et par sa teneur en eau volumique $\theta_i [-]$. A la différence du compartiment à porosité de drainage dont la porosité est uniforme, on peut ici caractériser des couches de sol par des porosités de rétention différentes selon les cellules.

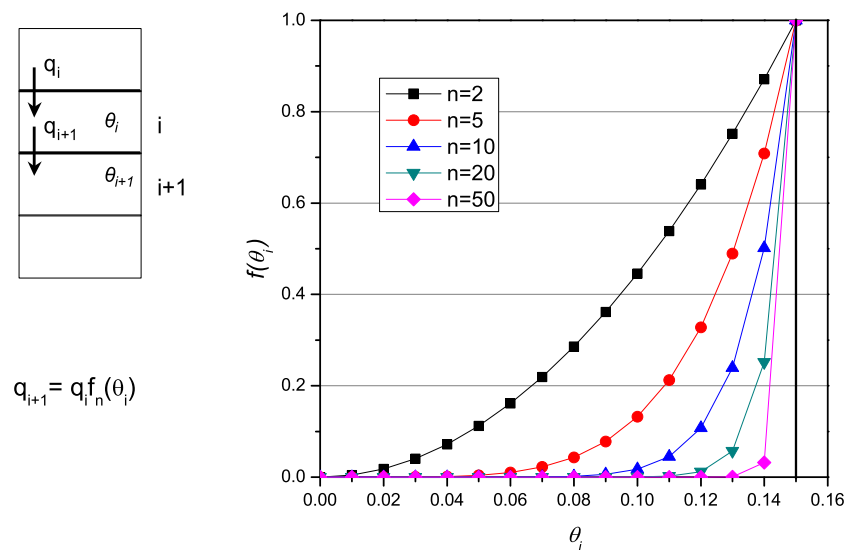


FIG. 5.5 – Calcul du flux d'infiltration entre les cellules de rétention de HEDGE.

5.2.3.1 Processus d'infiltration

Pour représenter le processus d'infiltration de l'eau dans le sol, on utilise une approche capacitive¹ : les cellules sont assimilées à des réservoirs vidant leur trop-plein en cascade. Ainsi le flux d'eau unitaire q_{i+1} sortant de la cellule i (voir figure 5.5) est nul tant que cette cellule n'est pas pleine, et égal au flux entrant q_i dès que la porosité de rétention est atteinte. De façon à faciliter la résolution numérique, une loi d'infiltration continue s'approchant le plus possible de ce fonctionnement à seuil a été adoptée :

$$q_{i+1} = q_i \times f_n(\theta_i) \quad (5.5)$$

avec

$$f_n(\theta_i) = \frac{\theta_i^n}{\omega_{ri}} \times e^{-(\theta_i - \omega_{ri})^2} \quad (5.6)$$

Dans la fonction f_n , l'exponentielle garantit la dérivabilité pour $\theta_i = \omega_{ri}$ avec une valeur de dérivée nulle en ce point. Le paramètre n permet d'ajuster la courbure de la fonction. La figure 5.5 représente les variations de f_n pour différentes valeurs de n dans le cas d'une porosité de rétention ω_{ri} fixée à 0.15. Au-delà de $n = 20$, l'influence de l'augmentation de ce paramètre est moins marquée. C'est donc cette valeur qui a été adoptée.

¹Cette approche ne fait notamment pas intervenir de paramètre tel que la conductivité.

Ainsi, dans chaque cellule i on peut écrire un bilan de masse :

$$z \frac{d\theta_i}{dt} = q_i - q_{i+1} - ETR_i \quad (5.7)$$

où ETR_i est le flux prélevé dans la cellule par les arbres de la haie au titre de l'évapotranspiration. Ce bilan de masse est résolu en deux temps :

- dans un premier temps le bilan en infiltration est résolu sur les cellules situées au-dessus du niveau de la nappe (donc sans prendre en compte le terme d'évapotranspiration ;
- dans un second temps le bilan évaporatoire est calculé sur toutes les cellules du profil.

On remarque que le flux sortant d'une cellule n'est fonction que de l'état de cette cellule et du flux entrant, et non des capacités d'accueil des cellules situées au-dessous. Si ces dernières sont pleines, ce flux sera alors répercuté de cellule en cellule en allant vers le bas. Cela traduit la priorité donnée à l'infiltration des flux de surface dans les haies.

5.2.3.2 Processus d'évapotranspiration

Contrairement à TNT2, le prélèvement d'eau par les racines des arbres dans HEDGE est possible dans toutes les cellules du profil de rétention². Le calcul du flux évaporatoire est par contre effectué d'après Viaud (2004) :

- l'évapotranspiration maximale ETM est calculée à l'aide du même coefficient k_c (voir figure 5.2) ;

$$ETM = ETP \times k_c \quad (5.8)$$

- le point de flétrissement θ_w (teneur en eau volumique en deçà de laquelle les arbres ne parviennent plus à prélever l'eau du sol) est fixé à 25 % de la porosité de rétention des cellules.

A chaque pas de temps, l'évapotranspiration maximale ETM est appliquée de cellule en cellule en partant de la plus proche de la surface. Dans chaque cellule i , la demande évaporatoire est ETM diminuée de la quantité d'eau fournie par les cellules situées au-dessus :

$$ETM_i = ETM - \sum_{k=0}^{i-1} ETR_k \quad (5.9)$$

où la quantité d'eau fournie est :

$$ETR_i = \text{Min}(ETM_i, z(\theta_i - \theta_w)/\Delta t) \quad (5.10)$$

Δt est le pas de temps et θ_i la teneur en eau de la cellule préalablement déterminée par le bilan en infiltration.

²Notamment, le prélèvement d'eau est possible même lorsque les cellules sont saturées. Il s'agit d'une hypothèse très simplificatrice sur la résistance des arbres à l'anoxie. Cependant, la saturation complète du profil risque surtout d'intervenir en période hivernale, période pendant laquelle les arbres ne transpirent pas. L'impact sur le réalisme des simulations est donc *a priori* peu important.

Ainsi la profondeur de prélèvement est variable en fonction de la demande évaporatoire et de l'état hydrique du système à un instant donné.

5.2.4 Liens entre les deux porosités

Des échanges d'eau ont lieu entre les deux compartiments à porosités de drainage et rétention au moyen de deux mécanismes : le rééquilibrage et la recharge, reprenant là aussi un mécanisme présent dans le modèle TNT2 (voir annexe E).

Le rééquilibrage permet de transférer de l'eau de la porosité de drainage vers la porosité de rétention en cas d'augmentation du niveau de la nappe : les cellules de rétention situées au-dessous du niveau de la nappe sont remplies, et le volume nécessaire à ce remplissage est retiré du compartiment de drainage, faisant diminuer le niveau de la nappe d'autant. Par contre, lorsque le niveau de la nappe baisse, les cellules de rétention ne se vident pas pour autant. Ce mécanisme fait en sorte que les cellules de rétention situées au-dessous de la nappe soient toujours saturées. Le seul moyen possible pour vider ces cellules est l'évapotranspiration.

La recharge correspond au trop-plein d'infiltration. Il s'agit du flux sortant de la dernière cellule située au-dessus du niveau de la nappe. Ce flux est apporté au compartiment de porosité de drainage.

La mise en œuvre de ces principes physiques dans la plate-forme LIQUID (notamment l'ordre de réalisation des différentes étapes et la gestion du pas de temps) est décrite dans la section suivante.

5.3 Architecture et mise en œuvre dans la plate-forme LIQUID

5.3.1 Structure du solveur

5.3.1.1 La classe CSolver

Conformément aux principes physiques énoncés plus haut, le solveur de HEDGE est constitué de deux compartiments séparés, CGroundwater et CInfiltration, comme le montre le diagramme de classe 5.6. Ces deux compartiments sont très peu dépendants l'un de l'autre ; chacun a son jeu de paramètres et ses variables d'état internes non accessibles à l'autre compartiment, ainsi que sa propre boucle temporelle. La communication entre les deux compartiments se fait par un mécanisme interne au solveur utilisant également des slots. On a d'une certaine manière deux modules en un seul puisque chaque compartiment place dans le scheduler ses propres actions correspondant à ses propres pas de temps.

La classe CSolver contient les caractéristiques géométriques de la haie (surface occupée, profondeur du sol et niveau NGF de la surface du sol à titre de repère), qui sont partagées par tous les compartiments. CSolver contient également les slots et signaux qui permettent au module HEDGE d'échanger des données avec l'extérieur.

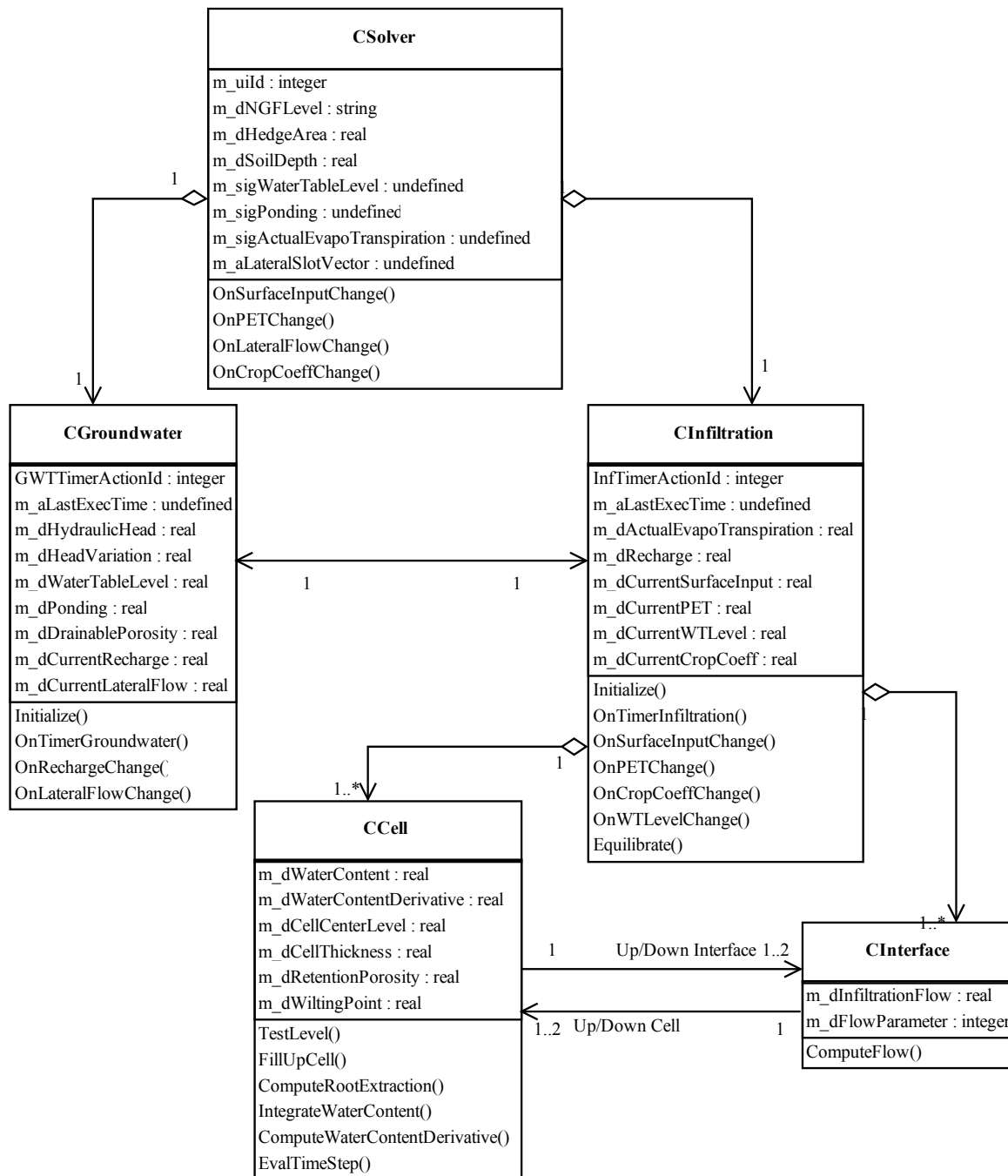


FIG. 5.6 – Diagramme de classe UML du solveur du module HEDGE.

Les slots sont :

- `OnCropCoeffChange()` pour le changement de valeur du coefficient k_c ;
- `OnPETChange()` pour la variation de l'évapotranspiration potentielle ;
- `OnSurfaceInputsChange()` pour la variation des apports de surface (pluie et ruissellement) ;

- OnLateralFlowChange() pour la variation des flux latéraux.

Les trois premiers slots se contentent de faire suivre le signal aux slots correspondants des compartiments CGroundwater et CInfiltration. Le slot OnLateralFlowChange() procède à une agrégation des différents flux provenant de l'ensemble des voisins de la haie avant d'appeler OnLateralFlowChange() de CGroundwater en lui transmettant la valeur agrégée. Les signaux sont m_sigPonding pour la hauteur de ponding, m_sigAET pour l'évapotranspiration réelle (ETR) et m_sigWaterTableLevel pour le niveau NGF de la nappe.

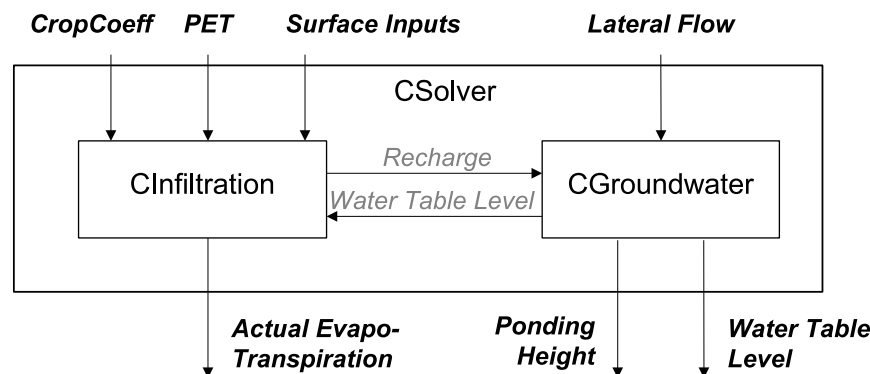


FIG. 5.7 – Diagramme de flux de données du module HEDGE.

Les données échangées à l'extérieur et à l'intérieur du module HEDGE sont représentées sur le schéma 5.7.

5.3.1.2 La classe CGroundwater

La classe CGroundwater correspond au compartiment à porosité de drainage qui assure notamment la prise en compte des échanges latéraux. Ses paramètres et variables d'état sont représentés figure 5.6.

Son fonctionnement, implémenté dans la méthode principale OnTimerGroundwater(), est le suivant. Lorsque OnTimerGroundwater() est appelée par le scheduler à l'instant t :

- calcul du pas de temps Δt entre la dernière exécution de OnTimerGroundwater() et t ;
- intégration de la variable de calcul m_dHydraulicHead à partir de la dérivée calculée au pas de temps précédent en utilisant la méthode d'Euler et mise à jour des valeurs de la hauteur de nappe m_dWaterTableLevel et de la hauteur de stockage de surface m_dPonding ;
- prise en compte des nouvelles valeurs des flux de forçage latéral m_dCurrentLateralFlow et de recharge m_dCurrentRecharge et calcul du bilan de masse pour déterminer la nouvelle valeur de la dérivée m_dHeadVariation ;
- estimation du futur pas de temps $\Delta t'$;

- programmation dans le Scheduler de la prochaine exécution de `OnTimerGroundwater()` à $t + \Delta t'$;
- export vers l'extérieur des nouvelles valeurs des variables de sortie `m_dWaterTableLevel` et `m_dPonding` (transmission aux signaux correspondants de `CSolver`).

La règle de calcul du pas de temps impose une valeur maximale de 1 jour et une variation maximale de la hauteur de la nappe en un pas de temps inférieure à 2 % de la profondeur du sol.

Les entrées ou slots reçus par `CGroundwater` sont (voir figure 5.6) `OnRechargeChange()` et `OnLateralFlowChange()`. Leur appel provoque une mise à jour des variables `m_dCurrentRecharge` et `m_dCurrentLateralFlow` respectivement et le positionnement immédiat d'une nouvelle action dans le scheduler, donc un appel de `OnTimerGroundwater()`.

5.3.1.3 La classe `CInfiltration`

La classe `CInfiltration` correspond au compartiment à porosité de rétention qui simule les processus d'infiltration et d'évapotranspiration. Elle est composée de cellules caractérisées par leurs position, épaisseur, porosité de rétention, teneur en eau et la dérivée dans le temps de celle-ci, et des interfaces entre les cellules où sont calculés les flux d'infiltration. Chaque cellule est capable d'évaluer son propre pas de temps en fonction de son état interne (méthode `EvalTimeStep()`). Chaque cellule et chaque interface pointent respectivement vers les deux interfaces/cellules de dessus et de dessous (voir figure 5.6).

La boucle temporelle principale `OnTimerInfiltration()` réalise à chaque appel les opérations suivantes, représentées chronologiquement dans le diagramme de séquence 5.8 :

- calcul du pas de temps Δt entre la dernière exécution de `OnTimerInfiltration()` et t ;
- intégration dans toutes les cellules des variables de calcul `m_dWaterContent` à partir des dérivées calculées au pas de temps précédent en utilisant la méthode d'Euler. C'est la résolution du bilan en infiltration ;
- résolution du bilan en évapotranspiration par calcul de l'évapotranspiration réelle dans toutes les cellules et remise à jour de leur teneur en eau `m_dWaterContent`, calcul de l'évapotranspiration globale `m_dActualEvapoTranspiration` ;
- calcul du flux de recharge `m_dRecharge` comme le flux sortant de la dernière cellule située au-dessus du niveau de la nappe ;
- prise en compte des nouvelles valeurs des forçages `m_dCurrentCropCoeff`, `m_dCurrentWTLevel`, `m_dCurrentSurfaceInput` et `m_dCurrentPET` ;
- détermination dans toutes les cellules des nouvelles valeurs de `m_dWaterContentDerivative` par écriture du bilan de masse en infiltration ;
- estimation du futur pas de temps $\Delta t'$;

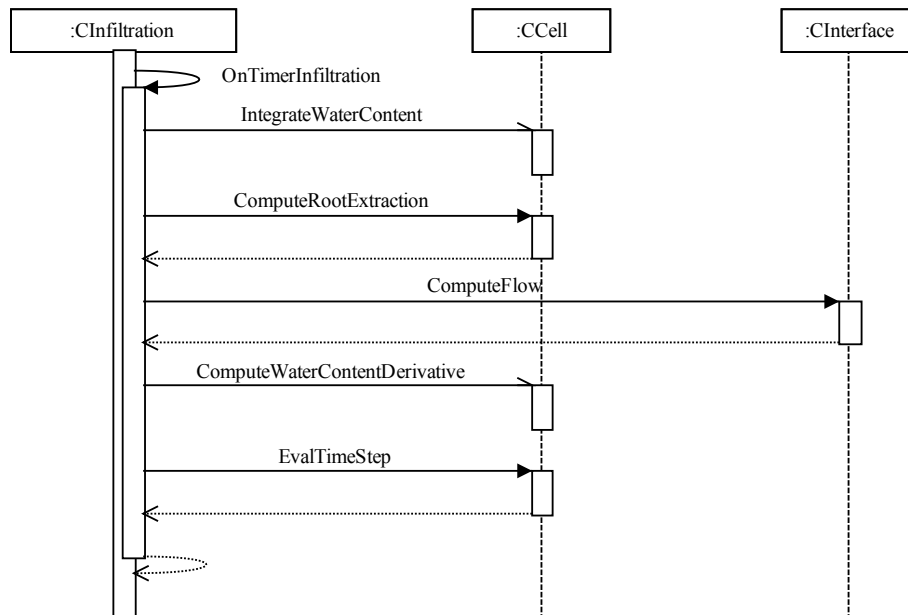


FIG. 5.8 – Diagramme de séquence illustrant le déroulement temporel de la méthode principale `OnTimerInfiltration()`. Le diagramme est à lire de haut en bas, sens de l'écoulement du temps. La classe `CInfiltration` appelle des méthodes des classes `CCell` et `CInterface`, symbolisées par des flèches. Les flèches en pointillés signifient que `CInfiltration` attend un retour de la part de `CCell` ou `CInterface` avant de poursuivre les calculs.

- programmation dans le Scheduler de la prochaine exécution de `OnTimerInfiltration()` à $t + \Delta t'$;
- export vers l'extérieur des valeurs de `m_dActualEvapoTranspiration` (transmission au signal correspondant de `CSolver`) et `m_dRecharge`.

Le pas de temps de `CInfiltration` est le plus petit des pas de temps calculés dans chaque cellule. Dans chaque cellule, la valeur maximale est fixée à 1000 secondes et l'augmentation de la teneur en eau en un seul pas de temps doit être inférieure à la moitié de la porosité de rétention.

Les entrées ou slots reçus par `CInfiltration` sont (voir figure 5.6) `OnCropCoeffChange()`, `OnSurfaceInputsChange()`, `OnPETChange()` et `OnWaterTableLevelChange()`. L'appel des slots `OnCropCoeffChange()`, `OnSurfaceInputsChange()` et `OnPETChange()` provoque une mise à jour respective des variables `m_dCurrentCropCoeff`, et `m_dCurrentSurfaceInput` et `m_dCurrentPET` et le positionnement immédiat d'une nouvelle action dans le scheduler, donc un appel de `OnTimerInfiltration()`. L'appel de `OnWaterTableLevelChange()` entraîne seulement une remise à jour de la variable `m_dCurrentWaterTableLevel`.

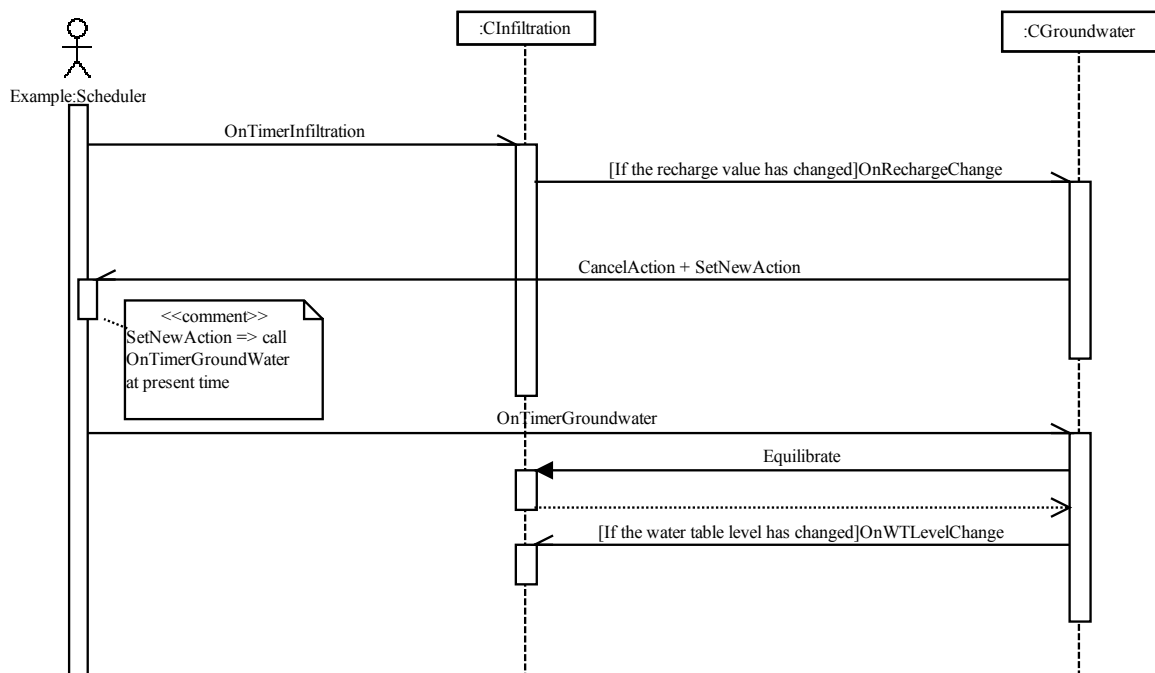


FIG. 5.9 – Diagramme de séquence représentant les modalités de communication entre CGroundwater et CInfiltration. Le diagramme se lit dans l'ordre chronologique de haut en bas. Le scheduler appelle OnTimerInfiltration() de CInfiltration qui avait placé une action à cette date. Si la valeur de la recharge à l'issue du calcul a changé, le slot OnRechargeChange() de CGroundwater est activé. Conformément à la définition de ce slot, OnTimerGroundwater() est alors appelée. . .

5.3.1.4 Couplage entre les deux compartiments

Comme représenté figure 5.7, CGroundwater et CInfiltration sont couplés et échangent des données : CGroundwater fournit à CInfiltration le niveau de la nappe et CInfiltration fournit le flux de recharge. Les modalités de ce couplage sont explicitées figure 5.9. Le slot OnRechargeChange() de CGroundwater est appelé directement par OnTimerInfiltration() si la valeur de la variable `m_dRecharge` a changé ; le slot OnWTLevelChange() de CInfiltration est appelé directement par OnTimerGroundwater() si la valeur de `m_dWaterTableLevel` a changé. L'appel de OnRechargeChange() entraîne une réexécution immédiate de OnTimerGroundwater(), ce qui n'est pas le cas pour OnWTLevelChange(). De cette façon on garantit l'absence de boucles infinies dans le couplage entre les deux compartiments.

L'autre mécanisme qui apparaît figure 5.9 est le mécanisme de rééquilibrage, qui consiste à remplir les cellules à porosité de rétention situées au-dessous du niveau de la nappe. La méthode Equilibrate() de CInfiltration est appelée dans OnTimerGroundwater() au moment de l'intégration de `m_dHydraulicHead`. Elle renvoie à CGroundwater le volume d'eau à prélever et permet ainsi la

remise à jour du niveau de la nappe.

5.3.2 Description du préprocesseur

The screenshot shows two windows from pgAdmin III. The top window displays the 'Main' table with the following data:

	id [PK] int4	ngf_level numeric	hedge_width numeric	soil_depth numeric	ainable_poros numeric	nb_cells int4	watertable_l numeric	the_geom geometry
1	1	2.0	1.0	2.0	0.1	20	1.0	0103000020BE6
*								

1 lignes.

The bottom window displays the 'Profile' table with the following data:

	id [PK] int4	position [PK] int4	bottom_depth numeric	retention_porosity numeric	init_water_content numeric
1	1	1	0.5	0.1	0.02
2	1	2	1.0	0.1	0.06
3	1	3	2.0	0.1	0.1
*					

3 lignes.

FIG. 5.10 – Tables générées par le préprocesseur du module HEDGE. La table Main contient les données générales et la géométrie de la haie. La table Profile permet de définir plusieurs régions de porosités de rétention différentes et d’initialiser le compartiment Infiltration.

Le préprocesseur de HEDGE réalise l’initialisation du solveur (valeurs des paramètres et valeurs initiales des variables d’état) à partir de valeurs fournies par l’utilisateur et stockées dans des tables. Le schéma de base de données de HEDGE est constitué de deux tables, les tables Main et Profile, qui sont représentées figure 5.10.

La table Main contient les données générales de la haie : son identifiant, le niveau NGF de la surface du sol, la largeur de la haie, la profondeur du sol ainsi que les coordonnées géométriques de la haie qui peut être un polygone ou une ligne (la donnée « largeur de la haie » n’est pas utilisée si la haie est un polygone). On y définit aussi le nombre de cellules constituant la porosité de rétention, la valeur de la porosité de drainage et la hauteur initiale de la nappe. La table Profile contient les données spécifiques au compartiment à porosité de rétention. Pour chaque identifiant de haie, il faut définir un profil de sol qui est caractérisé par une ou plusieurs couches (il y en a trois sur l’exemple figure. 5.10, identifiées par le champ « position »). Chaque couche est caractérisée par la profondeur de sa limite inférieure. Les couches doivent être ordonnées par profondeurs croissantes, et la profondeur de la dernière couche doit coïncider avec la profondeur du sol sous la haie définie dans la table Main. Dans chaque couche, on définit alors la valeur de la porosité de rétention et la valeur initiale de la teneur en eau.

Le préprocesseur calcule automatiquement la position et l’épaisseur de chaque cellule à partir de

la profondeur du sol et du nombre de cellules spécifiées par l'utilisateur. En fonction de sa position, chaque cellule se voit attribuer une porosité de rétention et une teneur en eau initiale correspondant à la couche dans laquelle elle se situe.

5.4 Vérification du module HEDGE

5.4.1 Conditions et objectifs des tests

Contrairement au module de drainage (voir chapitre 4) pour lequel des données expérimentales disponibles en grande quantité ont permis un travail d'évaluation assez approfondi du module à l'échelle locale, rien de tel n'a été possible pour les haies. Les activités de recherche dans ce domaine sont en effet beaucoup plus récentes que pour le drainage ; les jeux de données acquis ou en cours d'acquisition par l'INRA à Rennes n'ont pas encore été complètement exploités, et ne sont pas disponibles pour le moment. En l'absence de données expérimentales, une autre solution aurait été d'effectuer des tests comparatifs avec d'autres modèles qu'on aurait pu prendre comme référence. Mais la question est plus délicate qu'il n'y paraît : les modèles hydrologiques saturés/non saturés classiques résolvant l'équation de Richards utilisent des représentations des propriétés du sol extrêmement différentes de celles de HEDGE, et des comparaisons dans ces conditions seraient plutôt hasardeuses. Le modèle TNT2, avec sa représentation identique de la porosité du sol, est sans doute le modèle existant le plus proche de HEDGE. Cependant, il s'agit d'un modèle de bassin versant : il n'est pas nécessairement possible de l'appliquer à une seule maille, sans transfert latéral donc sans exutoire, sans lui apporter de lourdes modifications (notamment dans l'algorithme de parcours du bassin de l'amont vers l'aval qui régit les calculs (Beaujouan, 2001)). On ne disposait de toutes façons ni du modèle lui-même, ni de personne référente proche capable de s'en servir et le cas échéant de le modifier. En tout état de cause et compte-tenu des contraintes de temps, on a donc préféré s'en tenir à des tests de vraisemblance sur des données virtuelles. Les tests présentés dans ce chapitre ont été réalisés à l'échelle locale du tronçon de haie et ne font pas intervenir de flux latéraux.

5.4.2 Construction du modèle TESTHEDGE

Un modèle basique a été construit pour effectuer ces tests : le modèle TESTHEDGE. TESTHEDGE est constitué d'une instance de module HEDGE, nommée Hedge, qui est alimentée pour les forçages climatiques par deux modules de type INPUT, Rain pour la pluie et PET pour l'évapotranspiration potentielle. Les variations saisonnières du coefficient k_c sont reproduites en utilisant également une instance du module INPUT, CropCoeff. Enfin, trois instances de type OUTPUT, AET, Poding et WTLevel sont utilisées pour enregistrer les valeurs respectives de l'évapotranspiration réelle, la hauteur de poding et le niveau de la nappe simulés par Hedge. Le détail des

connexions entre slots et signaux de ces instances de modules est consigné dans le tableau 5.1. Le slot `OnLateralFlowChange()` de HEDGE n'est pas connecté.

Instance	Signal	Instance	Slot
Rain	m_sigData	Hedge	OnSurfaceInputChange()
PET	m_sigData	Hedge	OnPETChange()
CropCoeff	m_sigData	Hedge	OnCropCoeffChange()
Hedge	m_sigActualEvapoTranspiration	AET	OnDataChange()
Hedge	m_sigPonding	Ponding	OnDataChange()
Hedge	m_sigWaterTableLevel	WTLevel	OnDataChange()

TAB. 5.1 – Connexions entre slots et signaux des instances de modules formant le modèle TESTHEDGE.

5.4.3 Description des tests

Pour l'ensemble des tests, la paramétrisation du modèle est la même et correspond aux valeurs des tables présentées figure 5.10. On travaille sur un tronçon de haie rectangulaire de 5 m de long et 1 m de large, situé à une altitude de 2 m NGF, avec une profondeur de sol de 2 m. La porosité de rétention est fixée à 0.1, la porosité de rétention est uniforme et fixée à 0.1 également pour l'ensemble des 20 cellules constituant le profil. Quatre tests ont été réalisés ; ils sont présentés dans le tableau 5.2.

Test	Description	Forçages			Conditions initiales	
		k_c	Pluie	ETP	Niveau nappe	Teneurs en eau
1	Infiltration	-	3.6 mm/h	-	1 m NGF	$\forall i \quad \theta_i = 0.04$
2	Evapo- transpiration	2	-	0.36 mm/h	2 m NGF	$\forall i \quad \theta_i = 0.1$
3	Complet	2	1.8 mm/h	0.36 mm/h	1 m NGF	cf Fig. 5.10
4	Complet longue durée	Variable	cf Fig. 5.11		1 m NGF	cf Fig. 5.10

TAB. 5.2 – Modalités et conditions initiales des simulations effectuées par le modèle TESTHEDGE.

Le premier test correspond à de l'infiltration pure avec l'application d'un créneau de pluie de 3.6 mm/h sur 3 jours. Le second test est le pendant du premier, avec un créneau d'ETP de 0.36 mm/h sur 3 jours. Le troisième test couple un créneau de pluie et un créneau d'ETP. Le quatrième test est un test de longue durée qui fait appel à des données de forçage réelles : il s'agit des chroniques de pluie

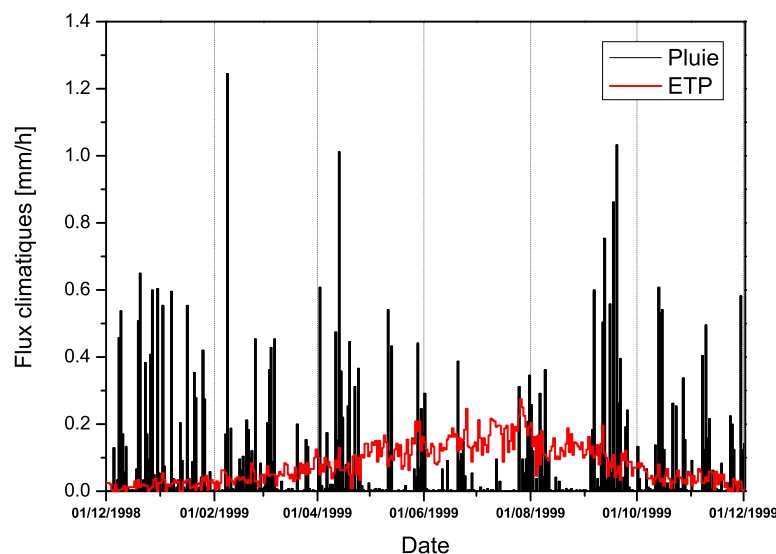


FIG. 5.11 – Forçages climatiques pour le test 4

et d'ETP enregistrées sur le bassin de la Fontaine du Theil entre le 01/12/1998 et le 01/12/1999, qui sont présentées figure 5.11. Les cumuls de pluie et d'ETP sur cette période sont respectivement de 916.6 mm et 700.6 mm. Du point de vue de la pluviométrie, il s'agit d'une année légèrement excédentaire, caractérisée par un hiver et un printemps humides, et un été sec. On pourra donc tester le comportement de la haie dans des conditions climatiques contrastées.

5.4.4 Analyse des résultats

Les résultats du test 1 sont présentés figure 5.12. Au premier pas de temps de la simulation, on observe le mécanisme de rééquilibrage qui remplit les cellules 9 à 19 qui n'étaient pas saturées et situées en-dessous du niveau de la nappe (voir tableau 5.2 des conditions initiales). C'est pourquoi le niveau de la nappe représenté sur la figure 5.12 est beaucoup plus bas que le niveau figurant dans le tableau des conditions initiales. Lorsque la pluie commence, les cellules de rétention se remplissent l'une après l'autre en commençant par la surface. Ce mécanisme dure environ 15 heures, au-delà desquelles le profil de rétention est complètement saturé (cellules 0 à 8 visibles sur la figure) et l'eau de pluie transite directement vers la nappe. La montée de celle-ci est ensuite linéaire sous l'effet d'une recharge constante. Cette montée dure environ 48 heures, puis la nappe déborde et une hauteur de ponding apparaît. L'augmentation de cette quantité d'eau stagnante est elle aussi linéaire et atteint 2.2 mm à l'arrêt de la pluie. Puis le système reste stable jusqu'à la fin de la simulation. Le comportement du module HEDGE dans ce test est conforme à ce qui était attendu.

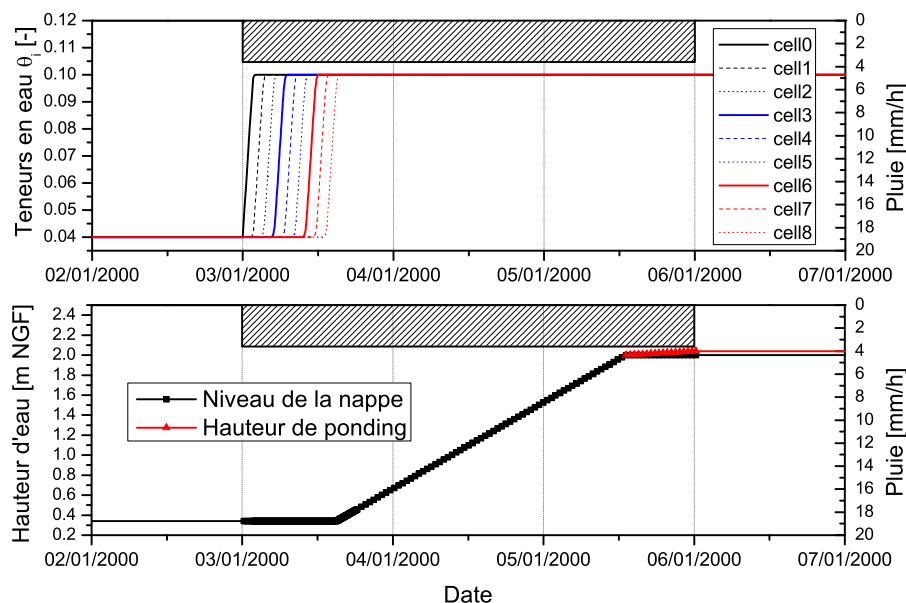


FIG. 5.12 – Résultats du test 1 de TESTHEDGE. En haut, l'évolution dans le temps des teneurs en eau de plusieurs cellules de rétention ; en bas l'évolution du niveau de la nappe.

Les temps de remplissage et/ou débordement ont également des ordres de grandeur plausibles, même si l'interprétation est difficile car le cumul de pluie n'est pas très réaliste pour la Bretagne (plus de 250 mm en trois jours). Le bilan de masse, présenté tableau 5.3, apparaît très satisfaisant.

Les résultats du test 2 sont présentés figure 5.13. L'évapotranspiration réelle (ETR) calculée par le modèle est logiquement égale au double de l'ETP du fait du coefficient k_c fixé à 2 et des conditions initiales qui assurent une quantité d'eau suffisante pour que l'ETR soit égale à la demande maximale. Dans la porosité de rétention, seules les cellules 0 à 3 sont sollicitées au cours de la simulation. Lors du créneau d'ETP, leur teneur en eau baisse de façon linéaire en partant de la cellule la plus superficielle, jusqu'au point de flétrissement fixé ici à 0.025. A intervalles réguliers correspondant aux pas de temps du compartiment CGroundwater, les cellules de rétention sont re-remplies par le mécanisme de rééquilibrage lorsqu'elles sont situées au-dessus du niveau de la nappe. Ainsi au jour 3 de la simulation toutes les cellules sont re-remplies car la nappe était affleurante initialement. Le mécanisme de rééquilibrage fait également baisser le niveau de la nappe, qui atteint la valeur finale de 1.67 m. Le bilan de masse de la simulation est exact (tableau 5.3). Ce test permet d'observer le bon fonctionnement du système de rééquilibrage qui est le second mécanisme d'échange entre les compartiments.

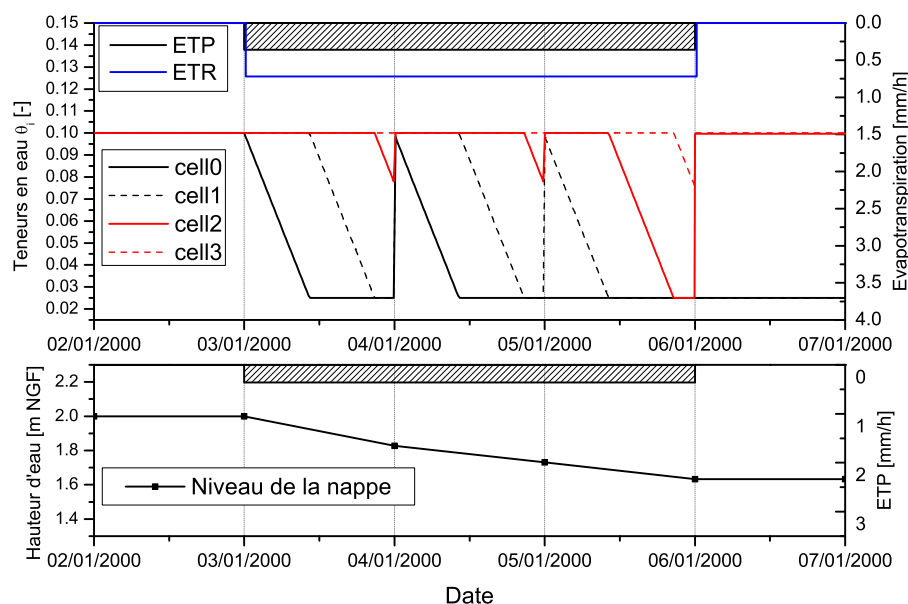


FIG. 5.13 – Résultats du test 2 de TESTHEDGE. En haut, les sorties du compartiment de rétention : évolution de l'évapotranspiration réelle (ETR) et des teneurs en eau des quatre cellules les plus proches de la surface. En bas, évolution du niveau de la nappe dans le compartiment de drainage.

Les résultats du test 3 sont présentés figure 5.14. Le forçage climatique, plus complexe, fait se chevaucher un créneau de pluie de 1.8 mm/h et un créneau d'évapotranspiration de 0.36 mm/h. Le stock d'eau dans le sol est suffisant pour que l'ETR soit ici aussi égale au double de l'ETP tout au long de la simulation. Avant la pluie (jours 1 et 2), les teneurs en eau des cellules 0 à 4 étant au-dessous du point de flétrissement, l'ETR est prélevée dans les cellules 5 à 9 successivement, sans entraîner de rééquilibrage car leur niveau est au-dessus de celui de la nappe. Lorsque la pluie démarre au jour 3, les cellules sont progressivement remplies. La cellule superficielle 0 suffit à assurer la demande évaporatoire. Le niveau de la nappe commence à augmenter lorsque l'ensemble du profil est plein (évapotranspiration mise à part) le jour 5. La pente de cette augmentation change lorsque l'ETP s'arrête. Le niveau se stabilise ensuite à la fin du créneau de pluie. Le bilan de masse global est également très bon (tableau 5.3). Ce test permet d'étudier la réaction de la porosité de rétention lorsqu'elle est sollicitée à la fois par la pluie et par l'ETP. Grâce à la fonction d'infiltration explicitée par l'équation 5.5, l'infiltration a bien lieu même lorsque la cellule n'est pas complètement saturée du fait des prélèvements évaporatoires.

Le test 4, dont les résultats sont présentés figure 5.15, constitue le test le plus complet. On peut distinguer 3 périodes pendant lesquelles le comportement de la haie est différent. La première

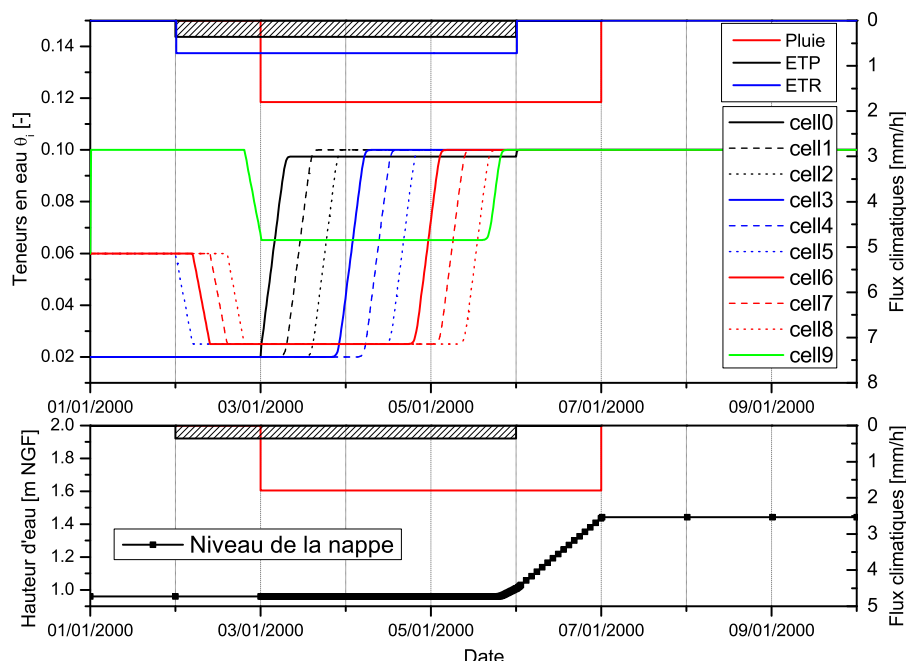


FIG. 5.14 – Résultats du test 3 de TESTHEDGE. En haut, les sorties du compartiment de rétention : évolution de l'évapotranspiration réelle (ETR) et des teneurs en eau des dix cellules les plus proches de la surface. En bas, évolution du niveau de la nappe dans le compartiment de drainage.

période, de décembre à fin mai, est une période excédentaire. L'ensemble du profil de rétention est plein, le niveau de la nappe augmente et cette dernière déborde même de manière prolongée pendant plus de quatre mois avec un niveau d'eau stagnante atteignant jusqu'à 13 cm. Pendant cette période, l'évapotranspiration réelle ETR est égale à l'ETP modulée par le coefficient k_c , et ce flux évaporatoire est assuré uniquement par la cellule 0. La seconde période, de fin mai à mi-septembre est une période déficitaire. Elle est caractérisée par un profil de rétention se vidant peu à peu sous l'effet d'une évapotranspiration dominante. Par rééquilibrage, le niveau de la nappe baisse également, jusqu'à sa disparition à la mi-juillet. Dès lors, l'ensemble du profil de rétention étant

Test	Etat initial	Cumul entrées	Cumul sorties	Etat final	Erreur (% entrées)
1	180	259.2	0	440.2	0.4 %
2	400	0.2	51.8	348.2	0 %
3	240	172.8	69.1	344.2	0.3 %
4	240	916.6	998.2	159.2	0.1 %

TAB. 5.3 – Bilans de masse globaux des différentes simulations du modèle TESTHEDGE.

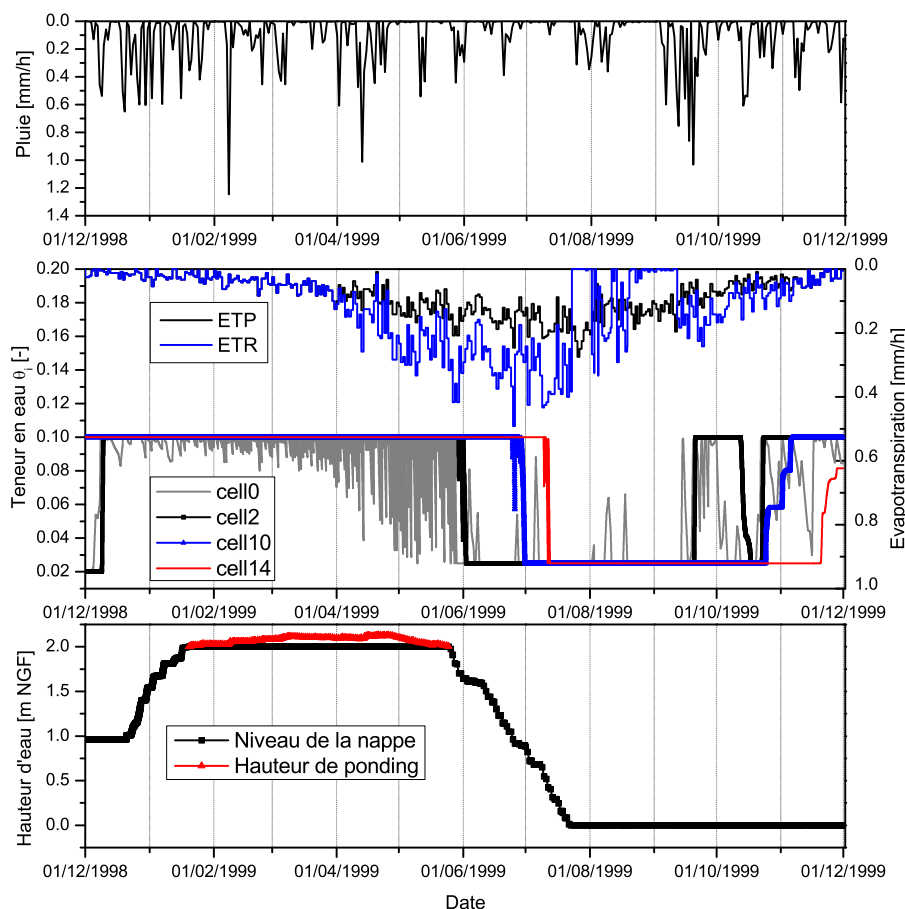


FIG. 5.15 – Résultats du test 4 de TESTHEDGE. En haut, les sorties du compartiment de rétention : évolution de l'évapotranspiration réelle (ETR) et des teneurs en eau de quatre cellules dont le comportement est significatif. En bas, évolution du niveau de la nappe dans le compartiment de drainage.

au point de flétrissement, l'évapotranspiration réelle voisine de zéro nulle (ou bien, alimentée par des pluies ponctuelles qui remplissent un peu la cellule 0, reste en-dessous de l'ETP). La troisième période, de mi-septembre à décembre, est la période de réhumectation du sol. La pluie devient à nouveau dominante à partir de mi-septembre, et le profil de rétention se remplit peu à peu. Les variations de teneur en eau de quatre cellules de profondeurs différentes illustrent ce phénomène sur la figure 5.15. Cependant la saturation du profil de rétention est lente, ce qui implique que la nappe n'a toujours pas reconstitué sa réserve à la fin de la simulation. Là encore, le bilan de masse est très satisfaisant (tableau 5.3).

Globalement ces trois périodes sont cohérentes avec ce qui est attendu du fonctionnement d'une haie en milieu bocager. Cependant, par rapport aux observations de terrain, les réactions de la haie paraissent excessives : stagnation d'eau à la surface du sol pendant une longue période, assèchement

de l'ensemble du profil très rapide (moins de deux mois entre la fin du ponding et la disparition de la nappe), et surtout absence de reconstitution de la nappe même en décembre. Le choix des paramètres caractérisant le sol peut expliquer cela en partie : la porosité totale du sol simulé est de 0.2, ce qui représente une capacité de stockage d'eau très faible, même pour un sol mal drainé (à titre d'exemple, la porosité totale utilisée par Viaud *et al.* (2005) sur le site du Naizin avec le modèle TNT2 variait de 0.22 à 0.375 selon les couches). La profondeur du sol peut jouer aussi. Elle est assez faible dans les tests réalisés ici. L'augmentation du stock du sol permettrait à la fois de limiter le débordement pendant la saison hivernale et le ramener à des durées plus réalistes, et de conférer une meilleure résistance à l'assèchement en période estivale. La présence de flux latéraux, qui permettraient de réguler ou soutenir le niveau de la nappe, pourrait également améliorer la qualité des simulations par rapport à ce qui est attendu. Enfin, une autre raison liée à la structure du modèle peut expliquer l'assèchement précoce et total du profil qui est si long à reconstituer ensuite : dans HEDGE l'évapotranspiration n'a pas de limite inférieure et peut être prélevée dans toutes les cellules du profil de rétention. Une limite (correspondant par exemple à la plus grande profondeur des racines des arbres) inférieure à la profondeur du sol permettrait de protéger des prélèvements les cellules les plus profondes et de maintenir ainsi un niveau de nappe non nul.

5.5 Pistes pour les transferts de pesticides

En ce qui concerne la modélisation des transferts de produits phytosanitaires dans le sol en présence d'une haie, les résultats expérimentaux ne sont actuellement pas suffisants pour permettre une conceptualisation vraiment spécifique. Cependant, même en l'absence de résultats expérimentaux, la construction de modèles de bassin versant contenant des haies HEDGE pourrait nécessiter un module dédié, même implémenté à l'instinct, ne serait-ce que pour assurer le transit de flux de produits. A priori il n'y a pas d'applications de produits phytosanitaires sur la haie elle-même³. Les processus à reproduire sont plutôt le transit de produits dans la nappe, et l'infiltration au niveau des haies de ruissellement contaminé.

On peut voir a priori deux approches possibles. La première approche consiste à construire un module de transfert de solutés réactifs intimement couplé à HEDGE, reprenant notamment la même description du sol, le transit latéral dans la porosité de drainage et une infiltration cellule par cellule dans la porosité de rétention. TNT2 contient une représentation de ce genre pour les nitrates (Beaujouan *et al.*, 2002), d'après le modèle de STICS (Brisson *et al.*, 1998). Les pesticides ne sont pas traités dans STICS, mais le modèle AgriFlux (Banton et Larocque, 1997), simple et

³Quelques traitements désherbants des haies sont reportés sur le bassin de la Fontaine du Theil, mais ils restent marginaux par rapport aux traitements des cultures. On peut les négliger dans une approche de modélisation pour l'échelle du bassin versant.

assez proche de STICS, pourrait fournir des éléments spécifiques sur les processus d'adsorption et de dégradation des produits. La seconde approche, radicalement différente, consiste à développer un module beaucoup plus indépendant de HEDGE sur la base de fonctions de transfert, comme cela a été fait pour les parcelles drainées (voir chapitre 4). Ce module pourrait prendre en paramètre des sorties de HEDGE, comme le niveau de nappe par exemple.

5.6 Conclusion et perspectives

Le module HEDGE, construit et mis en œuvre grâce la plate-forme LIQUID, est un module simplifié visant à reproduire le fonctionnement hydrique d'une haie à l'échelle locale. Il simule l'évolution de la hauteur de la nappe sous la haie, ainsi que celle l'évapotranspiration réelle. Il permet de prendre en compte la variation des forçages climatiques et les propriétés du sol. HEDGE admet également en entrée un flux de ruissellement de surface et un flux latéral souterrain qui permettront son couplage spatial avec d'autres modules pour former un modèle de bassin. Les premiers tests réalisés à l'échelle locale et présentés dans ce chapitre montrent un fonctionnement satisfaisant. Les résultats obtenus sont vraisemblables par rapport aux connaissances acquises sur le fonctionnement de ces objets physiques. Cependant, en l'absence de données expérimentales, les conclusions sur le pertinence de HEDGE ne peuvent être que qualitatives.

Pour aller plus loin dans l'évaluation de HEDGE, à l'échelle locale, il restera à procéder à des comparaisons avec des données expérimentales si l'on peut en trouver. En quittant l'échelle locale et donc en réalisant des couplages spatiaux entre les modules de haie et les modules représentant les parcelles environnantes, on pourra aller plus avant dans l'évaluation de la conformité des sorties de HEDGE avec ce que l'on attend. Par exemple, on pourra vérifier que les haies sont bien transparentes pour les écoulements de subsurface en hiver, ou que l'écoulement dans la rivière est retardé à l'automne par rapport à des modèles sans haies. Il s'agira là encore d'évaluations qualitatives, mais qui pourront donner des renseignements supplémentaires.

Bien entendu, la paramétrisation de HEDGE reste à approfondir. Le jeu de paramètres arbitraire utilisé pour les tests réalisés dans ce chapitre n'est pas forcément représentatif. Il faudra étudier de plus près l'influence des paramètres caractérisant le sol dans HEDGE, que ce soit la profondeur, le nombre de cellules dans le profil de rétention ou les valeurs de porosité, au moyen par exemple de tests de sensibilité. On pourra également étudier de plus près la précision et la stabilité numériques des algorithmes employés, notamment dans la partie de porosité de rétention, et essayer de mieux caractériser les règles de gestion des pas de temps.

Un module, et peut-être plus encore dans LIQUID qu'ailleurs, est appelé à évoluer. La version présentée ici, qui a déjà connu beaucoup de remaniements au cours de son développement, n'est pas figée. Elle est appelée à évoluer encore, en fonction des résultats des tests, ou encore pour intégrer de nouvelles connaissances sur le fonctionnement des haies. Parmi les évolutions d'ores et déjà prévisibles, on peut mentionner :

- affinage des valeurs du coefficient k_c ;
- séparation du calcul de l'évaporation de celui de la transpiration des arbres. L'évaporation serait limitée aux cellules superficielles mais pourrait les assécher en-deçà du point de flétrissement. La transpiration pourrait éventuellement être limitée en profondeur ;
- proposition d'une méthode alternative de calcul de l'évapotranspiration, par le couplage avec un module d'extraction racinaire faisant appel à une fonction de stress (Braud *et al.*, 2005; Varado *et al.*, 2006a).

Concernant les transferts de produits phytosanitaires, on a évoqué quelques pistes pour la réalisation d'un module simple couplé à HEDGE. Bien entendu, un travail spécifique, rendu plus prospectif par l'absence de données expérimentales, est à faire sur ce sujet.

Troisième partie

Assemblage d'un premier modèle hydrologique distribué

Introduction

Cette dernière partie est consacrée à la construction et la mise en œuvre d'un modèle hydrologique distribué au sein de la plate-forme LIQUID. De façon cohérente avec l'objectif global de la thèse, qui est d'apporter des éléments de réponse à la question de la modélisation de l'influence des aménagements hydro-agricoles sur les transferts de produits phytosanitaires, ce modèle inclut les modules spécifiques présentés aux chapitres 4 et 5.

On a été limité dans ce travail par l'état d'avancement des différents modules dans LIQUID (voir chapitre 3 pour la liste des modules disponibles et en cours de développement). A ce jour, la bibliothèque de modules de LIQUID ne comprend pas de représentation de transferts de solutés hormis le module SILASOL pour le drainage (voir chapitre 4). On a donc abandonné pour cette partie les aspects qualité des eaux pour se consacrer uniquement aux écoulements d'eau. De plus, les modules pour la représentant le ruissellement et les écoulements dans la rivière ne sont pas encore finalisés, ce qui permet pas encore de construire un modèle de bassin versant complet.

Cependant, même sans aller jusqu'à la simulation de débits à l'exutoire, on peut travailler sur la question de la communication spatiale entre les différents modules, comme cela a été abordé au chapitre 3, de manière à assembler un premier modèle distribué. Une solution pour la simulation d'échanges latéraux saturés entre modules éventuellement de types différents a été co-développée avec HYDROWIDE. Elle se présente sous la forme d'un module autonome dit d'interface, appelé WTI.

L'utilisation de ces interfaces a permis de construire dans LIQUID le modèle hydrologique BVFT, nommé ainsi d'après le bassin versant de la Fontaine du Theil. Outre les interfaces WTI, BVFT fait intervenir et fait communiquer entre eux les modules de processus suivants :

- FRER1D (processus verticaux dans le sol non drainé) ;
- HEDGE (processus verticaux dans le sol en présence d'une haie arborée, voir chapitre 5) ;
- SIDRA et SIRUP (fonctionnement d'une parcelle drainée, voir chapitre 4).

Les modules FRER1D et WTI, ainsi que les premiers tests effectués sur WTI dans des configurations simples, sont présentés au chapitre 6. Le chapitre 7 est consacré à la présentation du modèle BVFT et à sa mise en œuvre sur une partie du bassin de la Fontaine du Theil.

Chapitre 6

Modules utilisés pour le couplage spatial

L'objectif de ce chapitre est de présenter les modules utilisés pour la construction du modèle hydrologique BVFT. Outre les modules de parcelle drainée (SIDRA et SIRUP) et de haie sur talus (HEDGE), qui eux font l'objet de la partie précédente, on a utilisé deux modules :

- FRER1D, qui est un module résolvant l'équation de Richards monodimensionnelle verticale ;
- WTI, qui est un module d'interface permettant le calcul de flux hydriques latéraux en zone saturée et le couplage spatial.

FRER1D est développé depuis plusieurs années de façon extérieure à cette thèse et a largement été testé par ailleurs (Varado *et al.*, 2006b,a). On ne reviendra donc pas ici sur la validation de ce module que l'on considère comme opérationnel. Par contre, le module d'interface WTI a été co-développé avec Hydrowide au cours de cette thèse, dans la perspective de l'assemblage sur la Fontaine du Theil. Il est donc décrit plus en détail, y compris du point de vue informatique. Enfin, une sélection de tests sur des cas virtuels, impliquant les modules FRER1D, HEDGE et WTI, est présentée à la fin de ce chapitre. Ces tests élémentaires du bon fonctionnement de WTI permettent une première mise en œuvre du couplage spatial, avant l'application à l'échelle du bassin.

6.1 Le module de sol FRER1D

L'objectif de cette partie est de décrire FRER1D du point de vue de l'utilisateur *intégrateur* de la plate-forme LIQUID, tel que défini au chapitre 3. Pour utiliser un module, l'intégrateur doit avoir un minimum d'information sur les principes physiques du module (processus représentés, grandes lignes de la solution numérique). Il doit également connaître ses entrées et sorties (slots et signaux), de manière à pouvoir le connecter, et son schéma de données pour être capable de le paramétrer. Les détails de l'implémentation du module dans LIQUID sont par contre inutiles de ce point de vue et ne seront pas abordés ici.

6.1.1 Physique du module

Le module FRER1D (pour Fast Richards Equation Resolution) permet la simulation de transferts d'eau verticaux dans des sols hétérogènes, par résolution de l'équation de Richards selon la méthode proposée par Ross (2003). Plus précisément, FRER1D permet de reproduire les processus suivants : infiltration verticale de l'eau dans le sol, formation et évolution de zones saturées, accumulation d'eau à la surface du sol (ponding), évaporation (sur sol nu) en réponse à des forçages climatiques (pluie et évapotranspiration potentielle). Le couplage avec la végétation d'après Varado (2004); Varado *et al.* (2006a) fonctionne dans la plate-forme mais n'a pas été utilisé dans les premiers tests présentés dans ce mémoire. Enfin, FRER1D peut prendre en compte des forçages de flux latéraux (qui seront ici calculés par le module WTI).

6.1.1.1 Principes de la solution numérique

L'équation de Richards (1931) peut s'écrire sous la forme :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right)] + Q(z, t) \quad (6.1)$$

avec θ la teneur en eau volumique $[-]$, t le temps $[T]$, K la conductivité hydraulique $[LT^{-1}]$, h la pression matricielle $[L]$, z la profondeur $[L]$ (ici positive vers le bas), et Q terme puits/source (pouvant correspondre à l'extraction racinaire par exemple) $[T^{-1}]$.

La solution de Ross mise en œuvre dans FRER1D permet de représenter des sols saturés et non saturés, aux propriétés hydrodynamiques différentes. Ces dernières sont décrites par les relations de Brooks et Corey (1964) pour la conductivité et la courbe de rétention d'eau :

$$\frac{\theta}{\theta_S} = \begin{cases} \left(\frac{h}{h_e} \right)^{-\lambda} & \text{si } h < h_e \text{ (sol non saturé),} \\ 1 & \text{si } h \geq h_e \text{ (sol saturé).} \end{cases} \quad \text{et} \quad \frac{K}{K_S} = \begin{cases} \left(\frac{\theta}{\theta_S} \right)^\eta & \text{si } h < h_e, \\ 1 & \text{si } h \geq h_e. \end{cases} \quad (6.2)$$

où h_e est la pression d'entrée d'air $[L]$ (négative), θ_S la teneur en eau à saturation $[-]$ et K_S la conductivité à saturation $[LT^{-1}]$. λ et η sont deux paramètres de forme adimensionnels, qui peuvent être liés de la façon suivante :

$$\eta = \frac{2}{\lambda} + 3 \quad (6.3)$$

La colonne de sol formant le domaine de modélisation de FRER1D est divisée en couches horizontales successives (ou cellules) d'épaisseurs variables. A chaque cellule correspond un nœud de calcul sur lequel sont calculées les variables d'état : degré de saturation de la cellule, pression et conductivité. La méthode de résolution s'appuie sur l'utilisation du potentiel de Kirchhoff Φ $[L^2T^{-1}]$ qui, pour le modèle de Brooks et Corey (1964) ci-dessus est défini par :

$$\Phi = \int_{-\infty}^h K(h) dh = \begin{cases} \frac{Kh}{1-\lambda\eta} & \text{si } h < h_e, \\ \frac{K_S h_e}{1-\lambda\eta} + K_S(h - h_e) & \text{si } h \geq h_e. \end{cases} \quad (6.4)$$

La méthode de Ross offre une solution numérique non itérative, donc rapide et robuste, avec un pas de temps adaptatif lié à la variation du degré de saturation dans chaque cellule. Plus de précisions quant à cette solution numérique sont données en annexe F. On peut aussi se reporter à la publication de Ross (2003).

6.1.1.2 Prise en compte de flux latéraux

Le module FRER1D est capable de prendre en compte un flux latéral saturé imposé depuis l'extérieur (Braud, 2006). Ce mécanisme ne fonctionne que dans le cas d'une condition de flux nul appliquée en bas de colonne et lorsqu'une zone saturée est effectivement détectée dans le profil de sol. Le niveau de nappe est alors estimé par la somme des épaisseurs des cellules saturées en partant du bas de la colonne et un calcul spécifique de la position de l'interface entre la dernière cellule saturée et la première cellule non-saturée. Le débit reçu par FRER1D [L^3T^{-1}], qui peut être positif ou négatif, est réparti entre les cellules saturées du profil proportionnellement à leur épaisseur. La partie du débit attribuée à chaque cellule est divisée par le volume de la cellule de manière à être intégrée dans le terme puits/source de l'équation de Richards 6.1.

6.1.2 Slots et signaux

Les entrées et sorties de FRER1D sont consignées dans le tableau 6.1. Outre les forçages climatiques (pluie et évaporation potentielle, [LT^{-1}]), FRER1D peut réagir à une extraction racinaire (slot `OnRootExtractionChange()`¹ [T^{-1}]) et à un débit latéral saturé (slot `OnSatLateralFluxChange()` [L^3T^{-1}]). FRER1D renvoie le flux d'évaporation effective sur sol nu [LT^{-1}], le flux de drainage en bas de colonne (dans le cas d'une condition à la limite de drainage libre par exemple) [LT^{-1}], la hauteur d'accumulation d'eau au-dessus de la surface du sol (ponding) [L], le niveau de la nappe [L] et les profils de pression. D'autres signaux sont également disponibles à des fins de contrôle (flux entrant et sortant de chaque cellule, conductivités, degrés de saturation, contenu en eau intégré de la colonne, bilan de masse sur la colonne) et ne sont pas représentés ici.

Slots	Signaux
<code>OnRainChange()</code>	<code>m_sigEffEvaporation</code>
<code>OnPEChange()</code>	<code>m_sigDrainage</code>
<code>OnPTChange()</code>	<code>m_sigPonding</code>
<code>OnRootExtractionChange()</code>	<code>m_sigWaterTableHeight</code>
<code>OnSatLateralFlowChange()</code>	<code>m_sigWaterPressure</code>

TAB. 6.1 – Slots et signaux du module FRER1D.

¹Ce slot est la clef du couplage avec les modules de végétation.

6.1.3 Schéma de données

Le schéma de données permettant la paramétrisation et l'initialisation du solveur de FRER1D est constitué de six tables. Le nom et le contenu de chacune de ces six tables sont présentés dans le tableau 6.2. Les trois premières tables (*soil*, *profile* et *horizon*) permettent de caractériser les propriétés du sol. Le principe est de définir autant de profils que nécessaire, constitués chacun d'un ou de plusieurs horizons. A chaque horizon est associé un type de sol (et donc un jeu de paramètres de Brooks et Corey), une position dans le profil (en partant du haut) et une épaisseur relative. Sur un profil, la somme des épaisseurs relatives de tous les horizons doit être égale à 1. Les deux tables suivantes, *IC_Profile* et *IC_Horizon* définissent les conditions initiales. Là encore, on définit des profils de conditions initiales, constitués d'*horizons*. Chaque horizon est caractérisé par sa position, son épaisseur relative et une valeur de pression matricielle. Enfin, la table *parcel* permet de rassembler toutes les autres informations nécessaires au fonctionnement d'un solveur de FRER1D :

- attribution au solveur d'un profil de sol et d'un profil de conditions initiales ;
- définition du nombre de cellules, du mode de discrétisation (cellules d'égale épaisseur ou progression quadratique des épaisseurs du haut vers le bas), et de la condition à la limite en bas de colonne (drainage libre ou flux nul) ;
- définition du domaine de modélisation du solveur (géométrie de surface de la colonne, altitude NGF et profondeur du sol).

Table	Contenu
<i>Propriétés du sol</i>	
Soil	Définition de tous les types de sol et valeurs de leurs paramètres de Brooks & Corey
Profile	Déclaration des profils de sol
Horizon	Définition pour chaque profil de la succession des types de sol (avec position et épaisseur relative de chaque profil)
<i>Conditions initiales</i>	
IC_Profile	Déclaration des profils de conditions initiales
IC_Horizon	Définition pour chaque profil de C.I. de zones de pression initiale uniforme (avec position et épaisseur relative)
<i>Autres informations</i>	
Parcel	Identification du solveur, attribution d'un profil de sol et d'un profil de C.I. Nombre de cellules, condition limite en bas de colonne Altitude de la surface, profondeur du sol, géométrie de la surface

TAB. 6.2 – Description synthétique du schéma de données du module FRER1D.

Cette structure de données peut apparaître compliquée et inutilement lourde dans le cas d'un seul solveur. Dans le cas d'un modèle impliquant plusieurs solveurs FRER1D semblables (même type de profil de sol par exemple), elle se révèle au contraire très pratique car elle évite d'avoir à renseigner plusieurs fois les mêmes informations.

6.2 Le module WTI : interface de transferts latéraux saturés

6.2.1 Objectifs

L'objectif du module WTI est de permettre la simulation d'écoulements latéraux dans des modèles de bassin versant constitués de modules fonctionnant essentiellement en infiltration verticale, comme FRER1D ou HEDGE. Sur les bassins versants tels que celui de la Fontaine du Theil, aux sols peu profonds et à la pluviométrie abondante mais de faible intensité, les écoulements latéraux souterrains sont en effet importants et responsables de l'essentiel du débit mesuré à l'exutoire. WTI (pour Water Table Interface) prend en charge le calcul de flux latéraux souterrains entre les modules, selon le principe énoncé au chapitre 3.

Les deux principaux critères retenus pour le développement de WTI ont été l'adaptabilité et la robustesse. Le critère d'adaptabilité signifie pouvoir connecter et faire fonctionner WTI avec des modules de conceptions différentes (à base physique pour FRER1D, plus conceptuelle pour HEDGE par exemple ; on peut aussi penser à plus long terme au module de rivière RIVER1D), sans devoir prendre en compte les spécificités de chaque module en changeant le mode de calcul du flux ou en ajoutant des paramètres. Le critère de robustesse vise à rendre possible et stable ce calcul de flux dans de multiples configurations : modules de conceptions différentes, interfaces multiples, géométries complexes. Ces deux critères plaident pour la simplicité dans la construction de WTI : réduction au minimum du nombre d'informations nécessaires sur les modules connectés à WTI (et notamment pas d'information sur leur maillage interne), et simplification au maximum du calcul de flux en lui-même. On s'est orienté vers un calcul de flux saturé s'appuyant sur la loi de Darcy. Ce calcul demande les niveaux de nappe des modules échangeant via l'interface, et les coordonnées de leurs centres, utilisés pour le calcul des distances.

Le module WTI n'est donc en aucun cas comparable à des codes de calcul véritablement bi- ou tri-dimensionnels. Il s'agit d'une solution simple, qui ne vise pas à reproduire des flux très finement à petite échelle, mais plutôt à estimer les contributions de différentes zones, pour une utilisation à l'échelle finale du bassin versant.

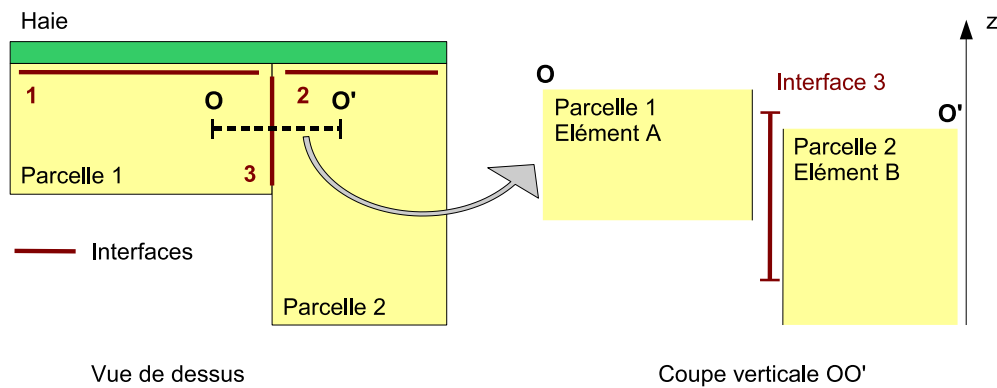


FIG. 6.1 – Domaine de simulation du module WTI.

6.2.2 Géométrie et calcul du flux d'interface

Une interface WTI fait le lien entre deux éléments A et B. Son domaine de modélisation est défini comme la ligne frontière entre ces deux éléments et une profondeur. Cette ligne n'est pas nécessairement rectiligne, mais doit être ouverte. Une interface WTI n'a donc pas de volume propre et ne peut pas stocker d'eau. La figure 6.1 montre les interfaces dans une configuration simple impliquant deux parcelles et une haie. Une même interface ne peut avoir que deux voisins. Dans la cas de la figure 6.1, on doit donc définir deux interfaces distinctes entre d'une part la haie et la parcelle 1, d'autre part la haie et la parcelle 2.

Le flux de Darcy d'un élément A vers un élément B, $Q_{A \rightarrow B} [L^3 T^{-1}]$, est calculé au niveau de WTI de la façon suivante :

$$Q_{A \rightarrow B} = K_{int} S \times \text{grad}H \quad (6.5)$$

avec K_{int} la conductivité hydraulique d'interface $[LT^{-1}]$, S la surface d'échange à travers l'interface $[L^2]$ et $\text{grad}H$ le gradient de charge entre A et B $[-]$. Dans un souci de simplification, ce gradient de charge est calculé de la façon suivante :

$$\text{grad}H = \frac{H_A - H_B}{AB} \quad (6.6)$$

où H_A et H_B sont les charges hydrauliques respectives (ou niveaux de nappe) de A et B $[L]$ et AB la distance entre A et B $[L]$. Cette distance est grossièrement évaluée dans WTI comme la somme des distances du centre de l'interface au centre de A et au centre de B, que l'on note respectivement d_A et d_B $[L]$, comme on peut le voir sur la figure 6.2. Cette approximation permet au calcul de distance de rester valide y compris lorsque A et B ont des géométries complexes.

La surface saturée d'échange S au niveau de l'interface est égale à la longueur de contact entre les éléments A et B (donc la longueur de l'interface) multipliée par une hauteur mouillée $H_{int} [-]$.

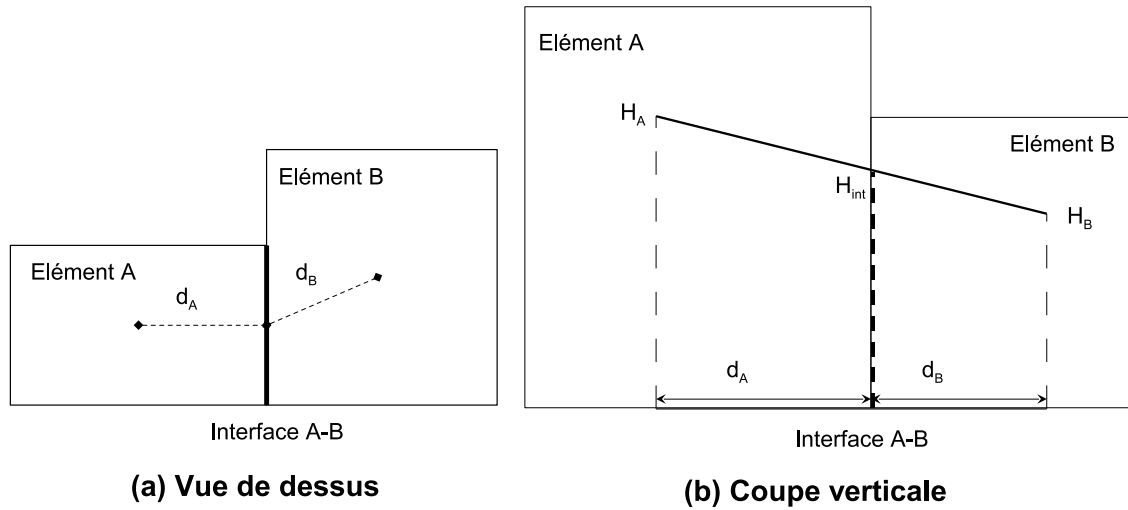


FIG. 6.2 – Estimation des distances pour le calcul du flux d'interface (a) et calcul de la hauteur mouillée (b).

Comme on se place dans le cas de nappes libres peu profondes, donc soumises à d'importantes variations au cours du temps, cette hauteur mouillée ne peut être constante. Dans WTI, elle est calculée à chaque pas de temps par interpolation linéaire des niveaux de A et B, comme représenté sur la figure 6.2 :

$$H_{int} = \frac{H_B - H_A}{d_A + d_B} \times d_A + H_A \quad (6.7)$$

On attire l'attention sur le fait qu'on ne suppose pas que les niveaux de nappe (ou charges hydrauliques) sont uniformes dans les éléments A et B. H_A et H_B correspondent plutôt à des niveaux moyens considérés comme représentatifs, comme on peut le voir sur la figure 6.3, sur laquelle on a essayé de tracer en pointillé ce que pourrait être le niveau réel (physique) de la nappe. Si à partir d'éléments initiaux A et B (partie (a) de la figure), on effectue un découpage en éléments A' et B', les niveaux représentatifs H'_A et H'_B ne sont plus les mêmes (partie (b)). Lorsqu'on fait l'hypothèse d'une variation linéaire du niveau de nappe entre les éléments, le flux à travers l'interface (AB ou A'B') tel que calculé dans WTI est rigoureusement le même dans les deux cas.

6.2.3 Structure informatique du module

6.2.3.1 Schéma de données

Le schéma de données du module WTI est constitué d'une seule table *Main* représentée figure 6.4. Lorsqu'on définit une interface, il faut préciser les identifiants des éléments qu'elle fait communiquer (quel que soit leur type), ainsi que les coordonnées de leurs centres. Les caractéristiques propres à l'interface sont son altitude NGF, sa profondeur en mètres, la conductivité d'interface, et sa

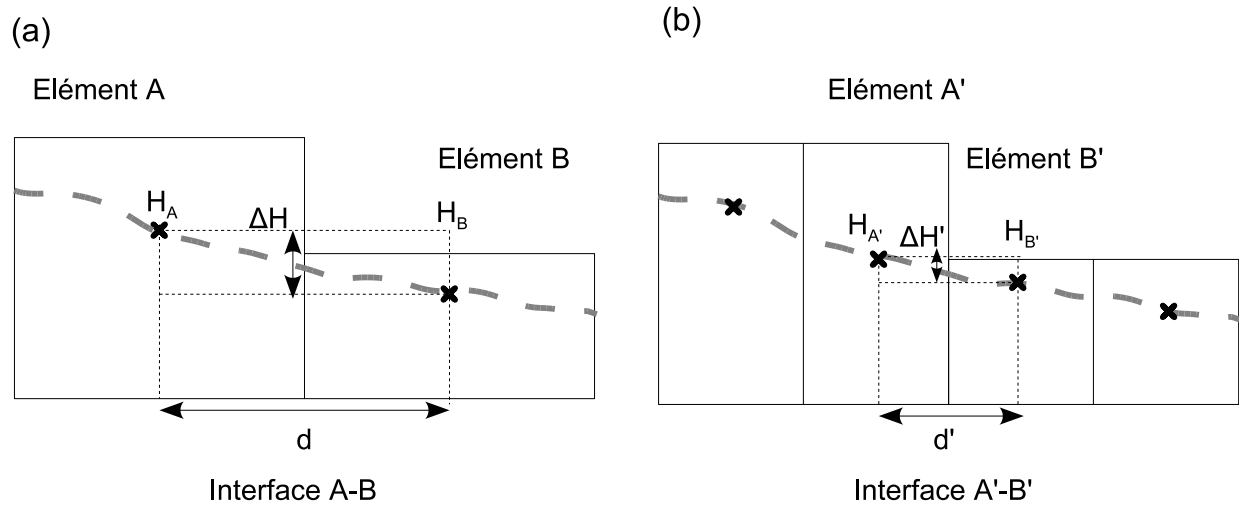


FIG. 6.3 – Niveaux de nappe représentatifs et calcul du flux d'interface : (a) entre deux éléments A et B ; (b) entre deux éléments A' et B' issus du découpage de A et B.

géométrie qui doit être de type polyligne. L'altitude de surface et la profondeur permettent de calculer l'altitude du bas de l'interface, et donc d'estimer l'épaisseur mouillée à partir des niveaux de nappe NGF transmis par les modules connectés. L'interface n'a pas besoin de valeurs initiales.

pgAdmin III Edit Data - PostgreSQL Database Server 8.1 [localhost:5432] - test_wti - toto_wtiross2ross_main									
	id [PK] int4	id_a int4	id_b int4	surface_level numeric	depth numeric	permeability numeric	the_geom geometry	center_a geometry	center_b geometry
1	1	3	4	76.47364855	3.47364855	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
2	2	3	5	78.34799216	5.34799216	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
3	3	4	5	79.00617479	6.00617479	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
4	4	1	7	74.77218735	1.77218735	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
5	5	7	8	76.60070082	3.60070082	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
6	6	8	12	79.64862298	6.64862298	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
7	7	10	11	82	9	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
8	8	10	12	82	9	0.000010	0102000020BE6	0101000020BE6	0101000020BE6
*									

FIG. 6.4 – Schéma de données du module WTI.

6.2.3.2 Solveur

Le module WTI a une structure très simple : son solveur n'est constitué que d'une seule classe CSolver, dans laquelle tous les calculs sont réalisés.

Pas de temps et boucle principale de calcul La particularité du solveur de WTI est de ne pas avoir de pas de temps propre. Le solveur réagit simplement aux sollicitations extérieures mais ne prévoit pas de lui-même les futures actions. La boucle principale de calcul OnTimer() est ainsi activée uniquement à la demande des slots de WTI. Les calculs réalisés sont dans l'ordre :

- prise en compte des nouveaux niveaux de nappe A et B ;

- calcul de la hauteur mouillée h_{int} ;
- calcul du flux de A vers B ;
- export vers l’extérieur des valeurs des flux de A vers B et B vers A.

De façon à limiter les calculs, aucun flux n’est calculé lorsque la différence de niveau entre A et B est inférieure à 2 cm.

Slots et signaux Les slots de WTI sont donc `OnLevelAChange()` et `OnLevelBChange()`. Leur appel provoque la mise à jour des variables correspondantes, ainsi que l’exécution immédiate de `OnTimer()` par le positionnement dans le scheduler d’une action de WTI (sans utilisation du mécanisme d’interruption). Les signaux sont `m_sigLateralFluxA` et `m_sigLateralFluxB`, qui renvoient respectivement le flux de A vers B et de B vers A (égal à l’opposé du flux de A vers B). La hauteur mouillée au niveau de l’interface est également signalée pour contrôle.

6.2.4 Modalités de connexion

Pour connecter latéralement deux modules via une interface WTI, il suffit de faire correspondre les slots aux signaux comme pour n’importe quel autre module. Les bonnes pratiques veulent que dans la définition d’un modèle, chaque instance du module WTI corresponde à un type d’interface (connexion entre deux FRER1D ou entre un FRER1D et un HEDGE). Les modules connectés à WTI doivent être capables de calculer et de signaler un niveau de nappe, et de prendre en compte un flux latéral dans leur bilan de masse. Dans le cas d’interfaces multiples, les modules ont également à faire la somme des différents flux provenant des différentes interfaces, avant de les intégrer dans leur bilan. Les modules HEDGE et FRER1D ont tous deux été développés ou modifiés afin de satisfaire ces exigences.

6.3 Mise en œuvre de WTI : tests élémentaires de couplage spatial

6.3.1 Description générale

Une première évaluation de WTI a été réalisée sur des cas-tests virtuels simples, faisant intervenir les modules FRER1D et HEDGE qui seront mis en œuvre sur une partie du bassin de la Fontaine du Theil au chapitre 7. Le but était de simuler le transfert d’eau à travers des interfaces FRER1D/FRER1D et FRER1D/HEDGE, et d’estimer leur réalisme en l’absence de données expérimentales.

Le modèle TESTWTI, conçu dans cet objectif, est composé de deux instances du module FRER1D, appelées respectivement Ross1 et Ross2, d’une instance de HEDGE (Hedge), et de deux instances de WTI : WTIRoss2Ross et WTIRoss2Hedge. Deux modules de type INPUT Rain et

PET (pour l'alimentation en pluie et en évapotranspiration potentielle) complètent le dispositif. Le modèle et les connexions entre instances de modules sont représentés sur la figure 6.5.

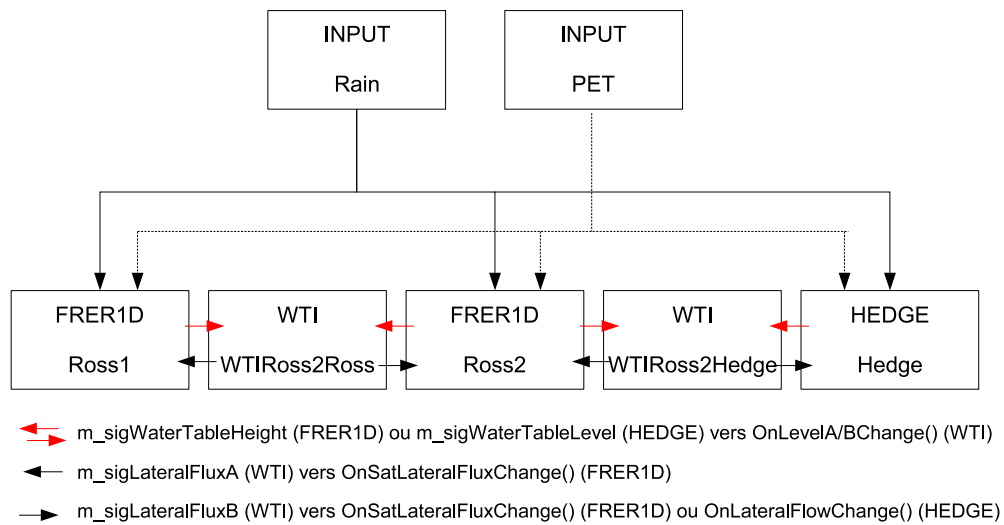


FIG. 6.5 – Schéma du modèle TESTWTI. Les modules impliqués sont FRER1D, HEDGE, WTI et INPUT. Les modules OUTPUT n'apparaissent pas sur la figure par souci de lisibilité. Les connexions entre les modules sont représentées par des flèches.

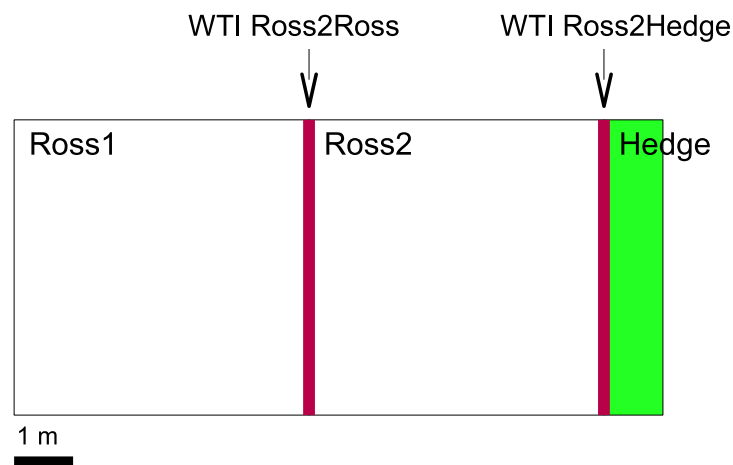


FIG. 6.6 – Géométrie du cas d'étude (vue de dessus).

La géométrie sur laquelle est appliqué TESTWTI est représentée figure 6.6 : Ross1 et Ross2 ont pour domaines de modélisation des parcelles carrées identiques et juxtaposées de surface égale à 25 m^2 . Le domaine de modélisation de Hedge forme à la surface du sol un rectangle de $1\text{ m} \times 5\text{ m}$ et jouxte Ross2. $WTIRoss2Ross$ est définie à la frontière de Ross1 et Ross2, et $WTIRoss2Hedge$ à la frontière de Ross2 et de Hedge. L'altitude de la surface est de 2 m NGF et la profondeur du sol est la même pour tous les éléments et égale à 2 m. Les paramétrisations utilisées dans cette étude sont reproduites dans le tableau 6.3 : Ross1 et Ross2 sont paramétrées identiquement pour un sol

de type limon argileux d'après (Rossi et Nimmo, 1994). Pour Hedge, on a repris la paramétrisation utilisée au chapitre 5.

Ross		Hedge	
Profondeur sol	2m	Profondeur sol	2m
Nb cellules	50		
<i>Paramètres Brooks & Corey</i>		<i>Drainage</i>	
η	9	Porosité	0.1
h_e	-0.2	<i>Rétention</i>	
λ	0.5	Nb cellules	20
θ_S	0.476	Porosité	0.1
K_{Sat}	2.5×10^{-6}		

TAB. 6.3 – Paramètres du sol pour le test de WTI.

Les interfaces Ross2Ross et Ross2Hedge ont été testées séparément, en activant lors des tests différentes parties du modèle TESTWTI. Les principaux tests réalisés et présentés ici sont résumés dans le tableau 6.4. Les tests 1 et 2 n'ont mis en œuvre que Ross1, Ross2 et WTI Ross2Ross. Le premier test a consisté à initialiser les deux colonnes avec des niveaux de nappes différents et à observer leur équilibrage, en l'absence de tout forçage climatique. Pour le second test, on est parti de deux colonnes identiques et seule Ross1 a été alimentée par un signal de pluie. Les tests 3 et 4 ont permis d'évaluer le couplage de Ross2 et Hedge via l'interface WTI Ross2Hedge. Dans le test 3, un essai d'équilibrage semblable au test 1 a été réalisé. Dans le test 4, Hedge a été soumise à un flux d'évapotranspiration potentielle.

Test	Description	Durée	Forçage (Pluie ou ETP)
<i>Ross2Ross (Ross1 et Ross2)</i>			
1	Equilibrage	1450 h	-
2	Pluie sur Ross1	1450 h	1.8 mm/h de t=24 à t=120 h (4 jours)
<i>Ross2Hedge (Ross2 et Hedge)</i>			
3	Equilibrage	800 h	-
4	ETP sur Hedge	1450 h	0.36 mm/h de t=24 à t=744 h (30 jours)

TAB. 6.4 – Description des différentes simulations réalisées avec TESTWTI.

Les conditions initiales utilisées lors des différents tests sont présentées dans le tableau 6.5. Pour Ross1 et Ross2, on a pris des profils équilibrés à 0.98 m et 0.38 cm. Ces profils ont été obtenus en laissant les colonnes s'équilibrer, hors de tout forçage climatique et sans connecter les interfaces, à partir de conditions initiales quelconques, pendant une longue durée. Pour Hedge, on a également

reproduit un profil équilibré avec une nappe à 1 m, de façon similaire à ce qui a été fait au chapitre 5. Pour les conductivités d'interface, l'idée initiale était d'utiliser le même ordre de grandeur que la conductivité à saturation choisie dans la paramétrisation de Brooks et Corey de Ross1 et Ross2. Cependant, un premier essai avec $K_{int} = 10^{-6} m/s$ a conduit à des flux latéraux très faibles et donc un couplage spatial entre les différents éléments assez peu actif (les niveaux n'étaient toujours pas équilibrés au bout de trois mois). Les tests présentés ici ont donc été effectués avec des conductivités d'interface supérieures d'un ordre de grandeur, soit $K_{int} = 10^{-5} m/s$.

Test	Ross1	Ross2	Hedge
1	nappe à 0.98 m	nappe à 0.38 m	-
2	nappe à 1 m		-
3	-	nappe à 0.38 m	nappe à 0.98 m
4	-	nappe à 0.98 m	$\theta_r = 0.02$ sur 0.5 m $\theta_r = 0.06$ sur 0.5 m $\theta_r = 0.1$ sur 1 m

TAB. 6.5 – Conditions initiales pour les différentes simulations réalisées avec TESTWTI.

6.3.2 Couplage entre deux parcelles FRER1D

Test1 Le premier test est un test élémentaire de WTI : il s'agit simplement d'observer le rééquilibrage entre deux colonnes différant seulement par leurs conditions initiales (nappes à 98 cm et 38 cm). Les résultats de ce test sont présentés sur la figure 6.7. Un flux latéral apparaît effectivement entre Ross1 et Ross2 et tend vers zéro au fur et à mesure que les niveaux de nappe convergent l'un vers l'autre. On observe une parfaite symétrie des deux courbes d'évolution dans le temps des niveaux de nappe de Ross1 et Ross2, par rapport à la moyenne des niveaux initiaux (environ 65 cm). Cette moyenne correspond par ailleurs à la hauteur mouillée de WTI, qui reste ici constante. Cela découle du fait que les parcelles Ross1 et Ross2 ont des géométries et des paramètres de sol identiques. Les oscillations observées dans le flux d'interface une fois l'équilibre atteint sont dues à la condition sur le solveur de WTI qui renvoie un flux nul lorsque la différence entre les deux niveaux est inférieure à 2 cm. L'équilibrage entre les deux colonnes est atteint au bout de 650 heures environ, soit 27 jours. Cet équilibrage est cependant un équilibrage des niveaux de nappe (donc de la profondeur des zones saturée), et pas un équilibrage de l'ensemble du profil. Cela est visible sur les profils de degré de saturation (θ/θ_S) tracés à différentes dates de la simulation. WTI calcule uniquement des flux latéraux saturés, et ne garantit évidemment pas l'équilibrage complet de colonnes régies par l'équation de Richards. Le bilan de masse, présenté dans le tableau 6.6, est exact.

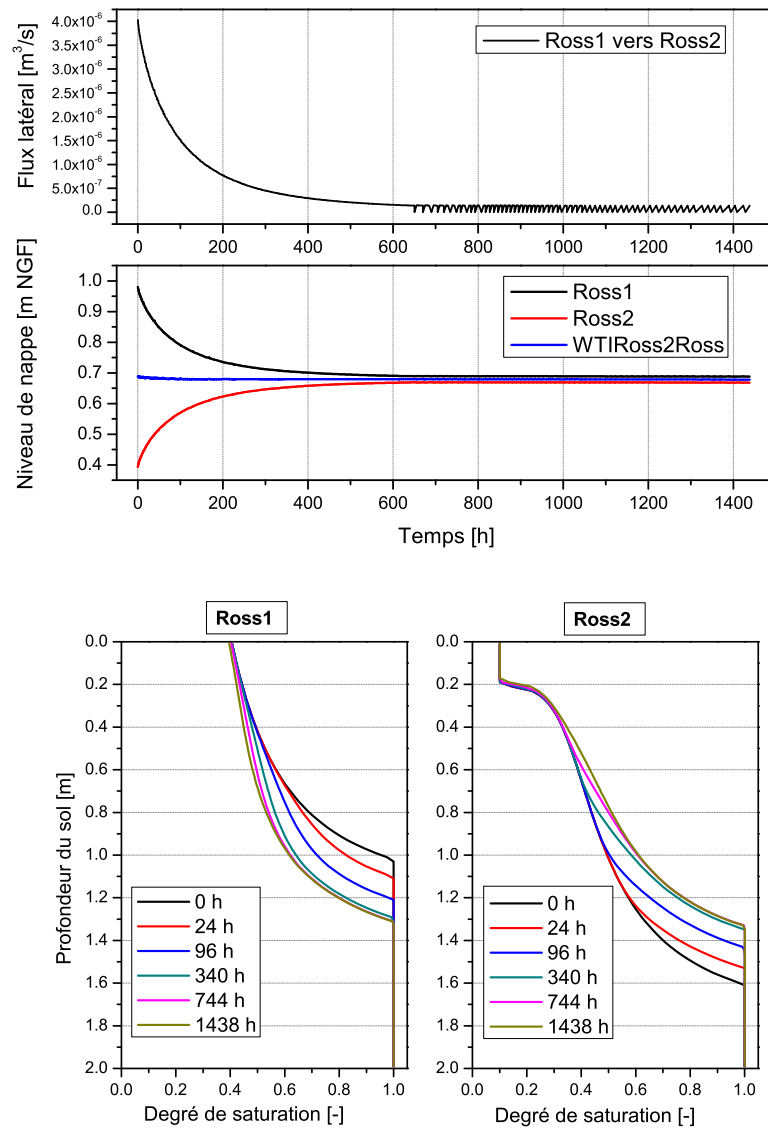


FIG. 6.7 – Résultats du test 1 (Ross2Ross). En haut, les flux et niveaux de nappe en fonction du temps. En bas, les profils de degré de saturation dans les deux colonnes à différents stades de la simulation.

Test2 Pour ce deuxième test, on part de colonnes identiques (y compris du point de vue des conditions initiales), et on applique sur Ross1 un créneau de pluie de 1.8 mm/h (soit $1.25 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ sur l'ensemble de la colonne de 25 m^2) pendant 4 jours. Les résultats sont synthétisés dans la figure 6.8. On peut distinguer **trois phases** dans la réponse des colonnes à ce forçage. Au cours de la première phase, jusqu'à 96 heures environ après le début de la simulation, l'eau de pluie s'infiltre dans la colonne Ross1, comme on peut le voir sur le profil de degré de saturation. Tant que ce

Test	Etat initial	Cumul entrées	Cumul sorties	Etat final	Erreur (mm ou m^3)
<i>Bilan en mm</i>					
1	1278.6	-	-	1278.6	0
2	1492.8	172.8	-	1665.6	0
<i>Bilan en m^3</i>					
3	14.51	-	-	14.51	0
4	19.86	-	2.59	17.27	0

TAB. 6.6 – Bilans de masse globaux des différentes simulations du modèle TESTWTI.

front d'infiltration n'a pas atteint la zone saturée, le niveau de nappe de Ross1 n'évolue pas, et donc il n'y a pas de flux latéral. A partir de $t=96$ h, le flux infiltré commence à alimenter la zone saturée, le niveau de nappe de Ross1 augmente, donc le transfert de flux latéral de Ross1 vers Ross2 commence : c'est la phase 2. La pluie, qui se poursuit jusqu'à $t=120$ h, étant plus importante que le flux d'interface, le niveau de Ross1 continue à augmenter plus vite que celui de Ross2. Cela induit une augmentation du gradient de charge entre les deux colonnes et donc l'augmentation du flux latéral d'interface jusqu'à une valeur maximale de $5.5 \times 10^{-6} m^3/s$. Peu après l'arrêt de la pluie, le niveau de Ross1 arrête d'augmenter, et la phase 3 commence : le niveau de WTI reste constant et les deux colonnes se rééquilibrent comme lors du test 1 (on observe d'ailleurs les mêmes oscillations du flux d'interface une fois l'équilibre atteint). On peut observer que le rééquilibrage est ici plus rapide (300 heures environ, contre 650 lors du test 1). Cette plus grande vitesse de retour à l'équilibre s'explique par la combinaison de deux facteurs : un flux latéral plus important ($5.5 \times 10^{-6} m^3/s$ contre $4 \times 10^{-6} m^3/s$), pour une différence de charge plus faible entre les deux colonnes (40 cm contre 60 cm). Dans le calcul du flux latéral, la faiblesse relative du gradient dans le test 2 par rapport au test 1 est compensée par une surface d'échange plus importante (niveau de WTI plus élevé). Le bilan de masse de cette simulation est également exact (cf tableau 6.6).

6.3.3 Couplage entre une parcelle FRER1D et une haie HEDGE

Test3 Il s'agit d'un test d'équilibrage semblable au test 1, faisant intervenir uniquement Ross2, Hedge et WTI_{Ross2Hedge}. Le niveau de la nappe de Ross2 est initialement à 38 cm, contre 96 cm pour Hedge. Comme on peut le voir sur la figure 6.9, l'équilibrage est ici beaucoup plus rapide (à peine une cinquantaine d'heures), et pas du tout symétrique puisque le niveau de nappe final des deux éléments est de 45 cm environ (donc très proche du niveau initial de Ross2). Cela est conforme à ce que l'on pouvait attendre :

- pour une même conductivité d'interface et une même différence de charge entre les deux éléments, on a dans le test 3 un gradient plus fort et une hauteur mouillée au niveau de

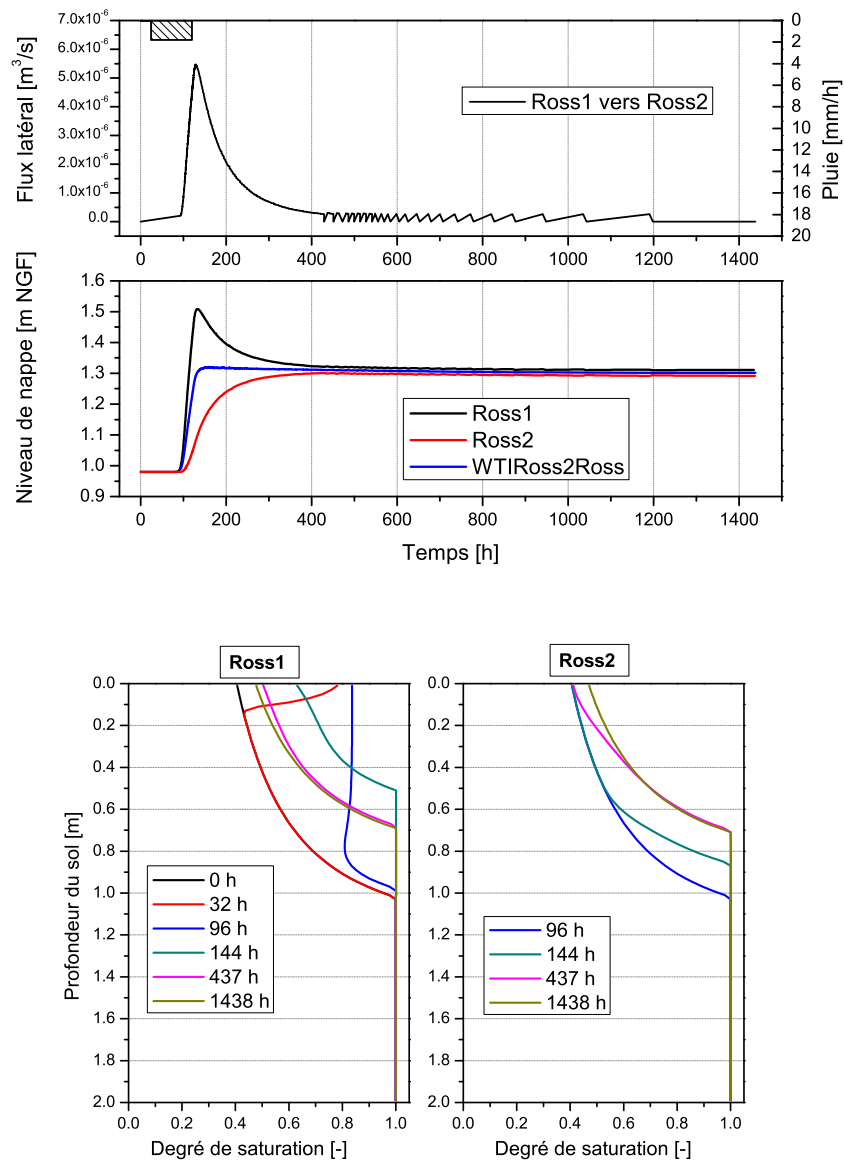


FIG. 6.8 – Résultats du test 2 (Ross2Ross). En haut, les flux et niveaux de nappe en fonction du temps. En bas, les profils de degré de saturation dans les deux colonnes à différents stades de la simulation.

l'interface h_{int} plus élevée que dans le test 1. Cela est dû à une distance plus faible entre le centre de l'interface et le centre de la haie (voir équations 6.6 et 6.7). La valeur maximale du flux latéral est ici de $8 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ contre $4 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ pour le test 1 ;

- la quantité totale d'eau pouvant être stockée dans Hedge est de 2 m^3 contre 23.8 m^3 dans Ross2 (avec la paramétrisation choisie, la porosité totale dans Hedge est de 0.2 contre 0.476 dans Ross2, et de plus la surface de Hedge est 5 fois inférieure à celle de Ross2). A cause de

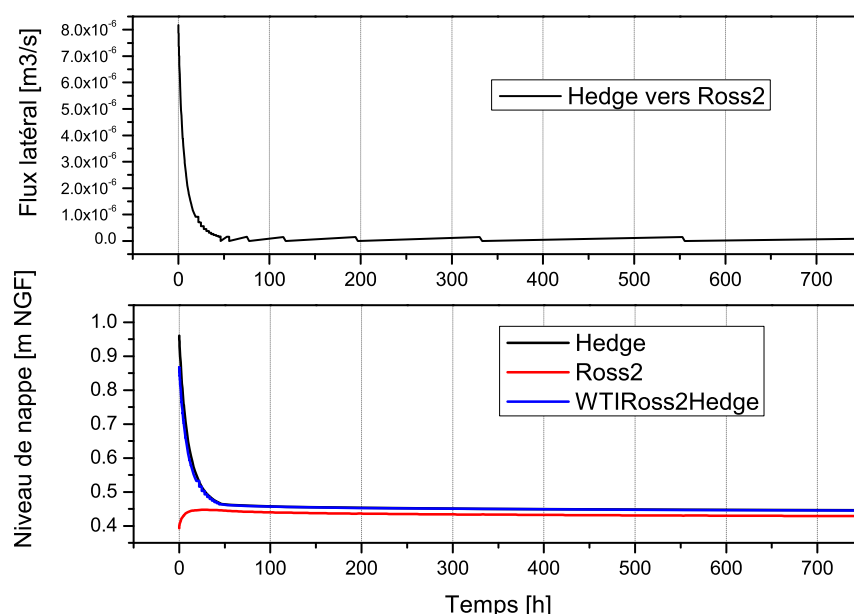


FIG. 6.9 – Résultats du test 3 (Ross2Hedge) : flux latéral d'interface et niveaux de nappe en fonction du temps.

cette différence de volume, le même flux latéral entraîne une très forte diminution du niveau de la nappe dans Hedge, contre une faible augmentation de ce niveau dans Ross2.

Même lorsque les modules connectés à WTI sont de natures différentes, le calcul de flux d'échange fonctionne de façon satisfaisante, malgré des dynamiques très contrastées. Le bilan de masse, réalisé à l'échelle du système Ross2+Hedge, est exact (voir tableau 6.6).

Test4 Ce dernier test permet d'analyser le fonctionnement de WTI et des modules connectés dans la situation correspondant à l'un des aspects des haies que l'on souhaitera à terme évaluer à l'échelle du bassin versant : l'influence de la transpiration des arbres sur l'état hydrique des parcelles alentour. Dans ce test, la haie est soumise à un flux constant d'évapotranspiration potentielle de 0.36 mm/h pendant 30 jours. On se place pour la haie en configuration « été », soit avec $k_c = 2$ (voir chapitre 5).

Sur la figure 6.10 sont représentés le flux latéral transféré de Ross2 vers Hedge et les niveaux de nappe en fonction du temps. Le forçage d'évapotranspiration potentielle commence 24 h après le début de la simulation. Jusqu'à $t=60$ h environ, l'eau nécessaire à la satisfaction de la demande évaporatoire est prélevée dans le compartiment de rétention de Hedge, sans incidence pour le niveau de nappe. Ensuite, l'évapotranspiration dans la haie commence à vider des cellules de rétention situées au-dessous du niveau de la nappe. Le mécanisme de rééquilibrage entre les deux compartiments se met alors en marche : le niveau de nappe de Hedge diminue, et cela entraîne à son tour

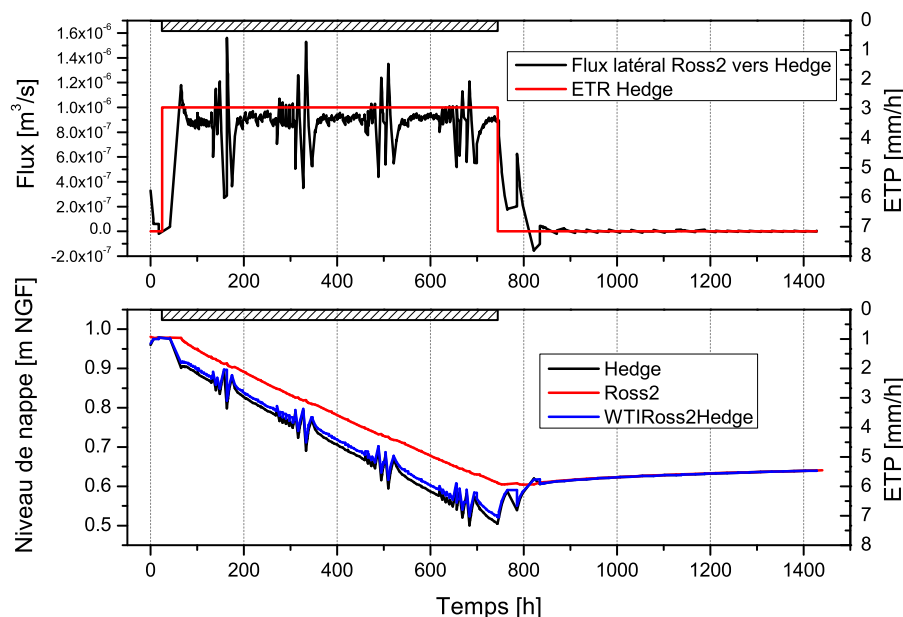


FIG. 6.10 – Résultats du test 4 (Ross2Hedge) : flux d'évapotranspiration réelle (ETR) sur la haie et flux latéral d'interface ; évolution des niveaux de nappe dans le temps. L'ETP est l'évapotranspiration potentielle.

l'apparition du flux latéral d'interface et le prélèvement d'eau dans Ross2. Le flux d'interface médian est de $8 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$, légèrement plus faible que l'évapotranspiration réelle à $1 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. Le flux d'interface n'est donc pas suffisant pour compenser la perte évaporatoire, et le niveau de nappe de Hedge continue à diminuer, entraînant le niveau de la nappe de Ross2. La variation totale du niveau de nappe de Ross2 atteint sur l'ensemble du test une amplitude de près de 40 cm. Les oscillations observées périodiquement dans le flux d'interface sont ici liées aux variations du gradient de charge entre les deux éléments. C'est la conséquence directe du mécanisme de rééquilibrage entre les deux compartiments (drainage et rétention) du module HEDGE décrit au chapitre 5. Ce mécanisme provoque des oscillations du niveau de la nappe dans Hedge lorsque la cellule qui assure la demande évaporatoire change, que l'on peut voir sur la figure 6.10.

Lorsque le flux d'ETP repasse à zéro, on observe un phénomène de rééquilibrage entre Ross2 et Hedge, un peu moins régulier que dans le cas du test 3 du fait, là encore, du rééquilibrage interne de Hedge. Une fois Ross2 et Hedge équilibrés, le mécanisme d'équilibrage du profil de teneur en eau interne au module FRER1D devient prépondérant (et ses effets sont aussitôt transmis à Hedge via l'interface) : c'est pour cela qu'on observe une légère augmentation du niveau des deux nappes. Là encore, le bilan de masse est très satisfaisant (voir tableau 6.6).

6.3.4 Conclusions

D'une manière générale, le module WTI se comporte bien selon nos attentes. Sur les cas-tests étudiés, le calcul de flux est robuste et ne génère pas d'instabilités, même lorsqu'une interface connecte latéralement des modules de conceptions différentes avec des dynamiques contrastées. Ces tests ont également permis de vérifier que la répartition du flux latéral dans les cellules de FRER1D décrite en 6.1.1.2 fonctionne correctement. Les ordres de grandeur des flux et les temps d'équilibrage semblent plausibles.

Sensibilité du calcul de flux aux différents paramètres

Les paramètres apparus comme influençant particulièrement le calcul du flux latéral sont d'une part la surface des éléments connectés (la taille des parcelles), et d'autre part la conductivité d'interface.

Dans le cas d'interfaces entre deux colonnes de type Ross1 et Ross2, mais de surfaces inférieures à 1 m^2 , on a en effet observé des instabilités numériques qui ont dû être compensées par la réduction considérable de la conductivité d'interface. Du fait de la taille réduite des éléments, les distances utilisées dans le calcul du gradient de charge étaient très faibles et induisaient des flux trop importants par rapport aux volumes des cellules sur lesquelles il fallait les répartir. Dans le cas des tests présentés ici, les surfaces, bien que beaucoup plus faibles que celles de parcelles agricoles normales, étaient suffisamment importantes pour que ce genre de problème soit évité. Dans une moindre mesure, la profondeur des sols joue également sur la stabilité des calculs : plus le sol est profond, plus les flux sont importants et donc susceptibles de poser des problèmes au module FRER1D. Du point de vue du couplage spatial entre modules FRER1D, WTI semble donc mieux adapté pour des grandes surfaces, correspondant par exemple à des cas de terrain. L'application sur le bassin de la Fontaine du Theil (parcelles agricoles réelles, sols peu profonds) ne devrait donc pas poser de difficultés de ce point de vue. En ce qui concerne le module HEDGE, les oscillations observées dans le flux d'interface proviennent du mécanisme de rééquilibrage entre compartiments internes au module et sont normales. On n'a pas décelé d'instabilités notables. Il est vrai que ce module est, dans sa conception, beaucoup plus robuste par rapport au flux latéral.

La conductivité d'interface K_{int} joue également un rôle prépondérant dans le calcul du flux latéral. A la différence des distances entre parcelles, il ne s'agit pas d'un paramètre géométrique. On a pu voir au cours des tests réalisés que K_{int} n'a pas la même signification physique que la conductivité à saturation du module d'infiltration verticale FRER1D. La valeur de conductivité d'interface utilisée ici est supérieure d'un ordre de grandeur à la conductivité verticale. La comparaison entre les tests 1 et 3 montre aussi qu'une même valeur de conductivité induit des dynamiques d'échanges complètement différentes selon le type d'interface (Ross2Ross ou Ross2Hedge). On peut donc ima-

gner que sur une même zone d'application, les valeurs de conductivité d'interface ne soient pas les mêmes selon la nature des modules connectés. Tout cela fait apparaître clairement K_{int} comme un paramètre conceptuel à caler, sans lien direct avec des mesures expérimentales de conductivité qui pourraient être faites à l'échelle locale. A ce stade de développement et de test du module WTI, on ne peut rien proposer de mieux qu'un calage manuel par rapport notamment à des temps d'équilibrage considérés comme plausibles.

6.4 Perspectives

Ce chapitre a permis de présenter et mettre en œuvre les modules FRER1D et WTI. WTI effectue un calcul de Darcy sur la base de hauteurs de nappe fournies par les modules connectés. Ce n'est encore qu'un prototype, développé essentiellement dans l'objectif du couplage entre les modules FRER1D et HEDGE pour une application du modèle BVFT sur le bassin versant de la Fontaine du Theil. A la lumière des tests effectués, WTI semble répondre aux attentes. Il pourra cependant évoluer si nécessaire, par exemple pour les besoins du couplage à un autre module comme RIVER1D. On s'efforcera cependant de toujours respecter les critères de simplicité et d'adaptabilité tels qu'ils ont été définis plus haut.

Parmi les pistes de travail futur sur ce module, on pourra essayer de mieux caractériser l'hypothèse implicite de variation linéaire de la hauteur de nappe entre les voisins de l'interface. Cette hypothèse permet l'estimation de la hauteur mouillée, qui sert pour le calcul de la surface d'échange à travers l'interface. De plus, elle garantit qu'en théorie, le flux à travers l'interface est le même quelle que soit la taille des éléments voisins considérés. Il conviendrait de vérifier les limites de validité de ce résultat en pratique. Cela pourrait déboucher sur une autre hypothèse sur la forme de la nappe entre deux interfaces et une autre formulation du calcul du flux latéral.

Il serait par ailleurs souhaitable d'affiner le travail sur la signification et le calage de la conductivité d'interface K_{int} , et de poursuivre l'interprétation des résultats des tests à l'échelle locale jusqu'ici plutôt qualitative. La comparaison à des données de terrain serait idéale, mais elle se heurte à une importante difficulté : trouver des données collectées selon un protocole expérimental adapté. Ce protocole devrait en effet permettre de comparer un milieu conceptuel constitué de deux blocs homogènes et discontinus, au milieu naturel, continu et hétérogène, et ce à une échelle suffisamment grande. Cette question mériterait d'être plus approfondie et reste donc ouverte pour l'instant.

La comparaison à un autre modèle, de type Richards 2D ou 3D, est plus immédiatement réalisable, du moins dans le cas d'une interface entre deux FRER1D. On pourrait dans le modèle dit de référence délimiter deux domaines sur lesquels on réaliserait des bilans de masse et le calcul de la moyenne des hauteurs de nappe. Cependant, cette approche trouverait vite ses limites avec

l'utilisation de modules d'autre conception que l'équation de Richards, comme HEDGE. En effet, les représentations du sol sont tellement différentes que les résultats de simulations seraient difficilement comparables. La question de la caractérisation de la conductivité d'interface selon la nature des modules connectés peut donc difficilement être traitée selon cette approche.

Finalement, c'est peut-être l'application à un cas de terrain, et la comparaison des sorties d'un modèle assemblé à une échelle plus grande que l'échelle locale avec des données expérimentales intégratrices qui seront plus révélatrices du fonctionnement de WTI et de la pertinence de ce type d'approche du couplage spatial. C'est l'objet du chapitre suivant.

Chapitre 7

Mise en œuvre sur le bassin de la Fontaine du Theil

La mise au point du module de transferts latéraux saturés WTI présenté au chapitre 6 offre une solution permettant de lever le verrou du couplage spatial entre modules dans LIQUID. Cela constitue un premier pas vers la construction de modèles hydrologiques distribués complets au sein de cette plate-forme. L'étape suivante est naturellement la mise en œuvre de ce couplage spatial sur un cas réel, à l'échelle du bassin versant.

On a donc construit un modèle à partir de l'ensemble des modules de processus présentés aux chapitres précédents, soit FRER1D, HEDGE et SIDRA/SIRUP et les interfaces de transferts latéraux saturés WTI. Ce modèle, appelé BVFT, a été appliqué sur une partie du bassin versant de la Fontaine du Theil pour des premières simulations exploratoires.

7.1 Le modèle BVFT

Le modèle BVFT a été co-implémenté avec HYDROWIDE dans un objectif d'application sur le bassin versant de la Fontaine du Theil, mais pourra à terme être utilisé sur d'autres bassins versants nécessitant les mêmes modules. Il permet d'instancier et de connecter entre eux les solveurs des modules FRER1D, HEDGE, SIDRA, SIRUP et WTI. Les modules de croissance et transpiration de la végétation sur des parcelles agricoles VEGINT, ETPART, ROLI, CRLINPG sont également présents dans ce modèle et connectés à FRER1D (voir chapitre 3), mais ils n'ont pas été utilisés ici et ne seront donc plus mentionnés dans la suite de ce chapitre.

Outre les modules de processus, BVFT utilise plusieurs instances du module INPUT pour les données d'entrée, du module FCA pour l'interpolation spatiale des pluies et de l'évapotranspiration sur le bassin, ainsi que du module OUTPUT pour l'enregistrement des résultats des simulations. Le tableau 7.1 présente de façon synthétique l'ensemble des modules mis en œuvre dans BVFT, ainsi

Module	Instance	Rôle de l'instance
FRER1D	Ross	Hydrodynamique du sol non drainé
HEDGE	Hedge	Hydrodynamique des talus/haies
SIDRA	Sidra	Hydrodynamique des parcelles drainées
SIRUP	Sirup	
WTI	WtiRoss2Ross	Interface entre 2 solveurs de Ross
	WtiRoss2Hedge	Interface entre 1 solveur de Ross et 1 solveur de Hedge
INPUT	InRain	Transmission des chroniques de pluie
	InPET	Transmission des chroniques d'ETP
	InHedgeCropCoeff	Transmission des chroniques du coefficient cultural pour Hedge
FCA	Rain2Ross	Distribution de la pluie sur les solveurs de Ross
	Rain2Hedge	Distribution de la pluie sur les solveurs de Hedge
	Rain2Sirup	Distribution de la pluie sur les solveurs de Sirup
	PET2Ross	Distribution de l'ETP sur les solveurs de Ross
	PET2Hedge	Distribution de l'ETP sur les solveurs de Hedge
	PET2Sirup	Distribution de l'ETP sur les solveurs de Sirup

TAB. 7.1 – Modules et instances de ces modules mis en œuvre dans le modèle BVFT. Les nombreuses instances du module OUTPUT utilisées pour l'exportation des résultats des simulations n'apparaissent pas ici pour plus de lisibilité.

que leurs instances et les spécialisations de ces instances dans le modèle. On a recours ici au double niveau d'instanciation décrit au chapitre 3 : pour chaque instance de module, il peut y avoir autant d'instances de solveur que nécessaire. Par exemple, on pourra avoir une instance de solveur de Sidra et Sirup par parcelle drainée sur le terrain, et une instance de solveur de Hedge par tronçon de haie.

Les connexions (mise en correspondance des slots et des signaux) effectuées dans le modèle BVFT sont les suivantes et sont également représentées schématiquement sur la figure 7.1¹ :

- InRain et InPET vers Ross, Hedge et Sirup en passant par les instances de l'interpolateur FCA (Rain2Ross/Hedge/Sirup et PET2Ross/Hedge/Sirup) ;
- InHedgeCropCoeff vers Hedge ;
- Sirup vers Sidra et Sidra vers Sirup (couplage bidirectionnel entre ces modules, voir chapitre 4) ;
- Ross vers WtiRoss2Ross et vice-versa (voir chapitre 6) ;
- Ross et Hedge vers WtiRoss2Hedge et retour (voir chapitre 6) ;

¹On ne reviendra pas sur les intitulés exacts des slots et des signaux de chaque module, qui ont été décrits en détails dans les chapitres précédents.

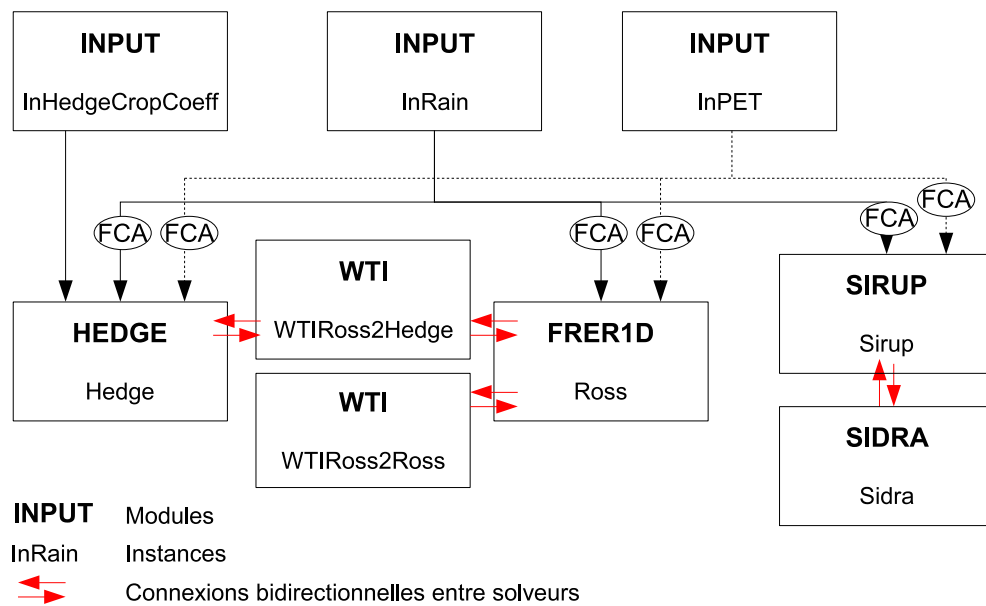


FIG. 7.1 – Schéma du modèle BVFT et des connexions entre instances de modules.

Conformément à l'hypothèse d'isolation hydraulique des parcelles drainées (voir chapitre 4), il n'y a pas dans BVFT de connexion spatiale entre les modules SIDRA/SIRUP et les modules FRER1D et HEDGE. Les parcelles drainées fonctionnent donc de manière indépendante du reste du bassin versant.

Les connexions se font ici entre instances de solveurs et ont été écrites à la main dans le code source du modèle BVFT. Les règles de connexion varient en fonction des modules : pour la connexion entre Sidra et Sirup, on fait correspondre les signaux et les slots des instances de solveurs de même identifiant (par exemple, le signal `m_sigWaterTableLevel` du solveur numéro 1 de Sidra sera connecté au slot `OnWaterTableChange()` du solveur numéro 1 de Sirup). Pour les connexions faisant intervenir les modules FRER1D, HEDGE et WTI, c'est encore le numéro d'identifiant du solveur qui est considéré. Pour les connexions entre les instances du module INPUT et les instances des modules de processus les choses sont un peu différentes : lorsque la connexion se fait directement, comme pour InHedgeCropCoeff et Hedge, on utilise là encore les identifiants des solveurs. Par contre, lorsque la connexion passe par le module FCA (pour InRain et InPET vers les instances des modules FRER1D, HEDGE et SIDRA/SIRUP), les solveurs sont connectés en fonction de leur géométrie (voir annexe D).

Du point de vue de l'utilisateur final du modèle, la mise en œuvre du modèle BVFT se fait selon les trois étapes mentionnées au chapitre 3. La première étape consiste à générer dans une base de données PostgreSQL l'ensemble des tables du modèle. Pour la configuration présentée ici, on arrive à une soixantaine de tables. La seconde étape consiste à paramétrer le modèle en remplissant ces

tables d'après les données du cas d'étude. La dernière étape est la simulation proprement dite.

La partie suivante décrit les pré-traitements nécessaires et l'ensemble de la seconde étape pour l'application de BVFT à une partie du bassin de la Fontaine du Theil.

7.2 Préparation des données et paramétrisation de BVFT

7.2.1 Choix d'une zone d'étude et d'une période de simulation

Compte-tenu de l'état du développement des modules dans la plate-forme LIQUID (non disponibilité du module de rivière notamment), il n'a pas été possible dans les délais de ce travail de thèse d'appliquer le modèle BVFT sur le bassin versant de la Fontaine du Theil complet. On a donc choisi une zone d'étude correspondant aux critères suivants :

- absence d'éléments pour lesquels aucun module spécifiquement dédié n'est disponible dans LIQUID (rivière, étang, zone d'habitation, route) ;
- possibilité de mettre en œuvre l'ensemble des développements effectués à l'échelle locale au cours de ce travail de thèse (modules de haie et parcelle drainée) ;
- domaine présentant une taille suffisamment importante et des géométries complexes de manière à tester le fonctionnement des couplages spatiaux en conditions réalistes.

Le domaine choisi est situé sur la carte du bassin présentée figure 7.2. Située à l'intérieur de l'encadré rouge, cette zone de 22.02 ha est limitée à l'ouest par une route et au nord par la zone humide d'où la rivière prend sa source. Elle est située en tête de bassin, ce qui permet d'éviter le recours au module de rivière tout en conservant une surface suffisamment importante. Elle présente de plus un réseau bocager dense, et une parcelle drainée.

Pour alimenter le modèle BVFT en données climatiques réelles (pluie et évapotranspiration potentielle), on a choisi une période de simulation correspondant à une année hydrologique (soit d'octobre à octobre), et représentative des forçages climatiques moyens sur ce bassin versant, à la fois en cumul annuel et en cumul sur la saison hivernale (de novembre à février). Les cumuls mensuels de précipitation et évapotranspiration potentielle sur la période choisie, soit du 01/10/1998 au 30/09/1999, sont représentés sur la figure 7.3. Le cumul de pluie sur l'année est de 970.7 mm et sur la saison hivernale de 371.3 mm. Le cumul d'évapotranspiration potentielle est de 698.4 mm. Cette année hydrologique se caractérise par un excédent par rapport à la moyenne, mais sans événement climatique extrême, avec une bonne répartition des pluies dans l'année.

7.2.2 Traitement de la géométrie

Comme cela a été évoqué au chapitre 1, l'organisation du paysage sur le bassin versant de la Fontaine du Theil a évolué au fil des années (redécoupages du parcellaire, apparition ou disparition de

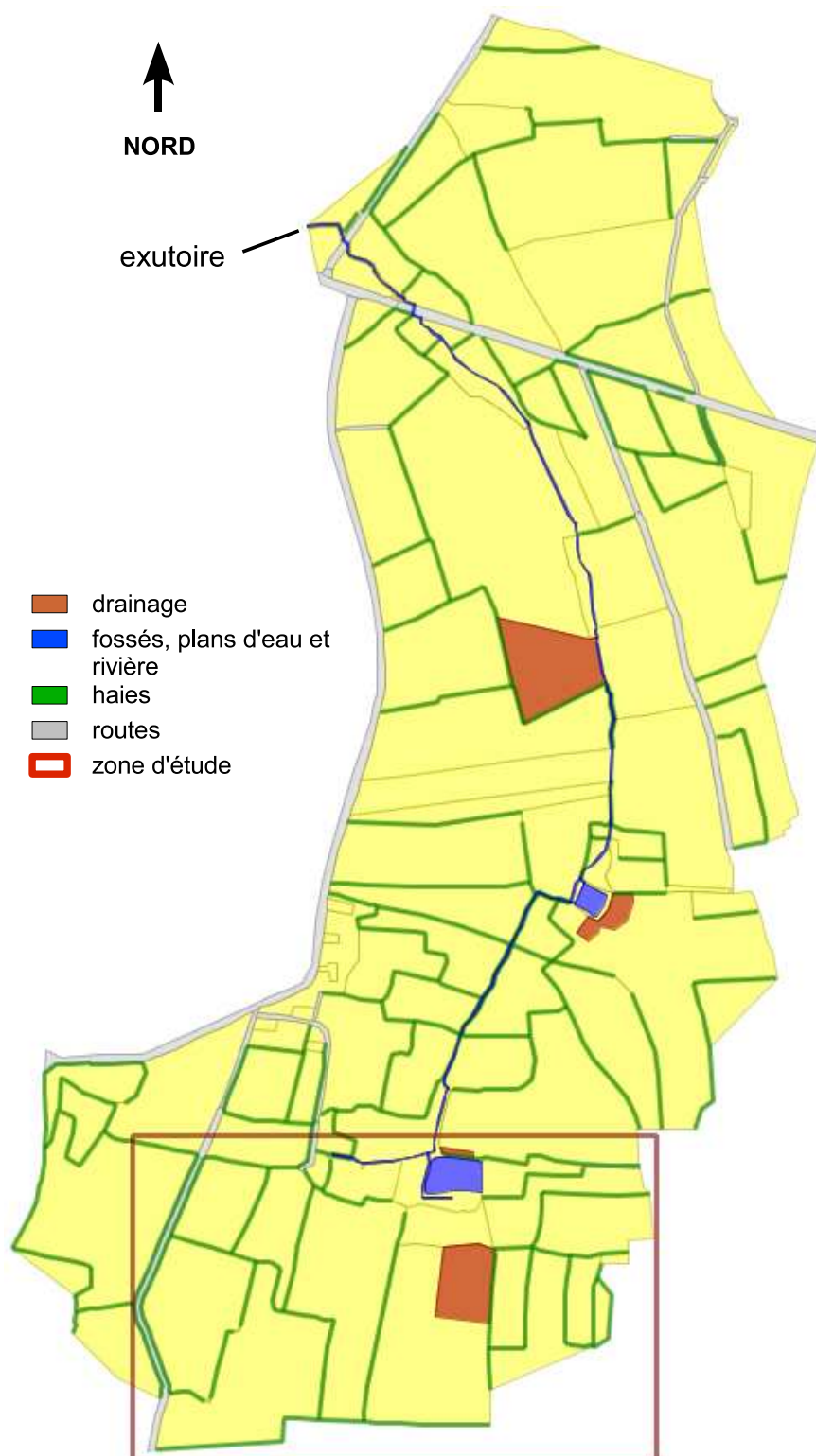


FIG. 7.2 – Choix de la zone d'étude sur le bassin de la Fontaine du Theil.

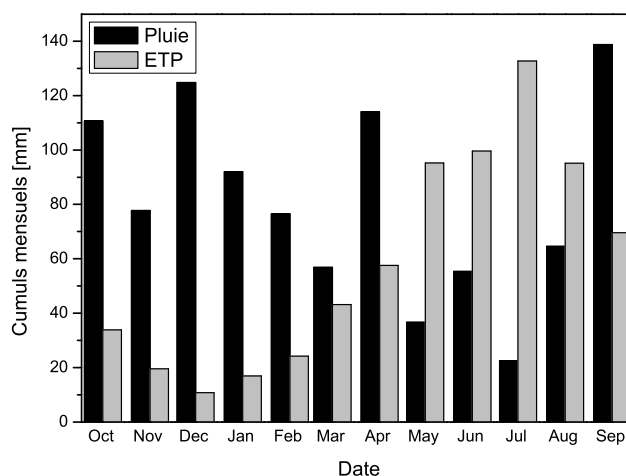


FIG. 7.3 – Cumuls mensuels de pluie et d'évapotranspiration pour la période allant du 01/10/1998 au 01/10/1999.

talus, creusement de fossés). Ces évolutions ont été suivies et sont consignées dans la base de données *Theil* conçue par Spatola (2005), qui regroupe et structure l'ensemble des données disponibles pour ce site (voir annexe A). Pour une période de simulation donnée, on peut donc retrouver l'état du bassin correspondant. Par ailleurs, certaines données géométriques consignées dans la base ne peuvent pas être directement utilisées pour la réalisation de simulations. C'est le cas par exemple des haies, qui sont entrées dans la base *Theil* sous forme linéaire, mais qui doivent être représentées dans LIQUID sous forme de polygones dans la version actuelle du module HEDGE (voir chapitre 5).

7.2.2.1 Le programme de pré-traitement des données

Un programme de pré-traitement des données du bassin de la Fontaine du Theil spécifiquement dédié aux besoins de la simulation a donc été développé pour résoudre ces difficultés. Appelé *theil*, il a été développé initialement par Spatola (2005) pendant son stage de master, et a fait l'objet d'une communication (Spatola et Branger, 2006). Je l'ai ensuite repris et modifié pour arriver à la version actuelle. Pour la programmation, on a utilisé le langage C et une bibliothèque de fonctions téléchargeable sur Internet, la *libpq*². Cette bibliothèque permet au programme C d'envoyer des requêtes à un serveur PostgreSQL et de recevoir le résultat de ces requêtes. Le programme *theil* travaille à partir de la base de données PostgreSQL/PostGIS du bassin de la Fontaine du Theil présentée en annexe A.

²Documentation en ligne à l'adresse : <http://www.postgresql.org/docs/8.1/static/libpq.html>.

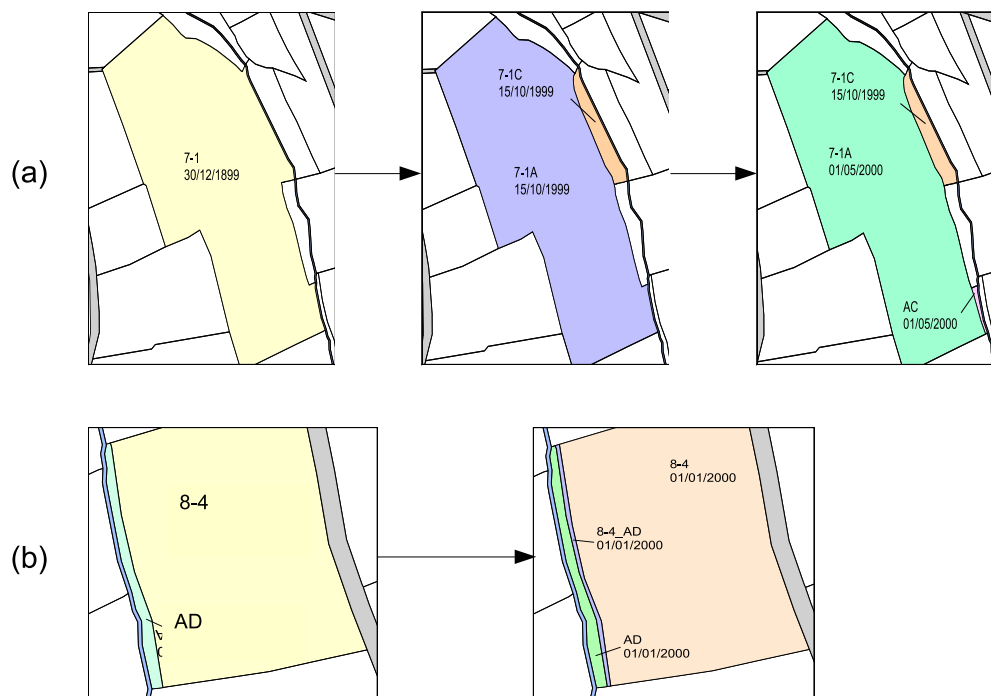


FIG. 7.4 – Simplification des géométries du parcellaire :

- (a) cas d'un découpage ;
 (b) cas d'un échange de surfaces : le 01/01/2000, la parcelle AD s'étend au détriment de la parcelle 8-4 ; le programme crée une parcelle virtuelle 8-4_AD correspondant à la surface échangée.

Pour une période de simulation donnée (date de début-date de fin), *theil* permet de sélectionner les objets géométriques effectivement présents sur le site (parcelles agricoles, haies, fossés). Il procède également à des simplifications s'il y a eu des changements au cours de la période choisie, comme par exemple l'arasement d'une haie, ou encore le découpage et la fusion de deux parcelles. L'objectif est d'obtenir des géométries fixes pendant toute la période. Les règles pour ces simplifications sont les suivantes :

- pour le parcellaire, la règle générale est de conserver la configuration dans laquelle le nombre de parcelles est le plus grand. Par exemple, dans le cas d'une fusion entre plusieurs parcelles, on conservera pour la simulation la configuration initiale. Dans le cas d'un découpage, comme illustré sur la figure 7.4 (a), on conservera la configuration finale. Dans le cas d'un échange de surface entre parcelles, comme sur l'exemple de la figure 7.4 (b), on crée une parcelle intermédiaire fictive dont la géométrie correspond à la surface échangée ;
- pour les talus comme pour les fossés, on conserve les éléments présents pendant plus de 50 % de la période de simulation. Seuls les fossés dits circulants sont sélectionnés ; les fossés non circulants (non connectés au réseau hydrographique) n'interviennent pas directement dans la dynamique du bassin et ne sont pas pris en compte pour la simulation.

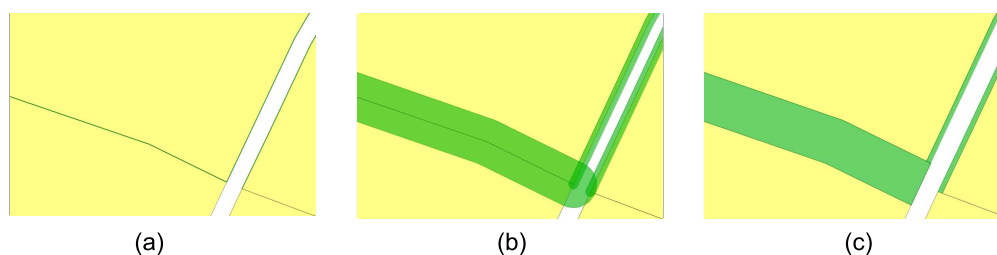


FIG. 7.5 – Traitements géométriques liés à la représentation des haies comme des polygones (la partie en blanc correspond à la rivière) :

- (a) état initial avec trois talus linéaires (trait vert) ;
- (b) polygones correspondant à la largeur réelle des talus créés par l'utilisation d'une fonction *buffer* ;
- (c) talus-polygones redécoupés pour suivre les contours de la rivière et ne pas se chevaucher ; parcelles redécoupées le long des contours des talus.

On procède ensuite au traitement géométrique des objets sélectionnés. Les talus sont transformés en polygones en utilisant leur donnée de largeur réelle. Il faut alors redécouper les parcelles sous les talus polygones de manière à ne pas avoir de chevauchements. Un exemple de cette succession de transformations géométriques est fourni figure 7.5. On utilise pour cela les fonctions de traitement géométrique de PostGIS (voir annexe C).

Le programme *theil* présente plusieurs autres fonctionnalités, qui n'ont pas toutes été utilisées ici, et sont donc présentées plus rapidement. On pourra trouver plus de détails dans le mémoire de Spatola (2005).

- sélection des chroniques de pluie et d'évapotranspiration potentielle correspondant à la période de simulation ;
- attribution à chaque parcelle d'une occupation du sol unique pendant la période (correspondant à la culture présente pendant la plus grande partie du temps), y compris pour les parcelles redécoupées et les parcelles fictives évoquées plus haut. Dans une version ultérieure de *theil*, l'attribution d'une occupation du sol unique sera remplacée par l'attribution d'une rotation de cultures, mais toujours pour toutes les parcelles, y compris les parcelles fictives ;
- sélection des applications d'un produit phytosanitaire sur les parcelles pendant la période choisie (ce produit est choisi par l'utilisateur). On effectue également une recherche des applications antérieures à la date de début de simulation (délai correspondant à la demi-vie estimée de la molécule). Une quantité de produit disponible sur la parcelle est alors estimée à la date de début de la simulation (en faisant l'hypothèse d'une cinétique de dégradation au premier ordre) ;
- sélection des chroniques de débit et de concentration à l'exutoire de la matière active sélectionnée et de ses éventuels métabolites pour le cas où il sont également dosés.

7.2.2.2 Application au cas d'étude

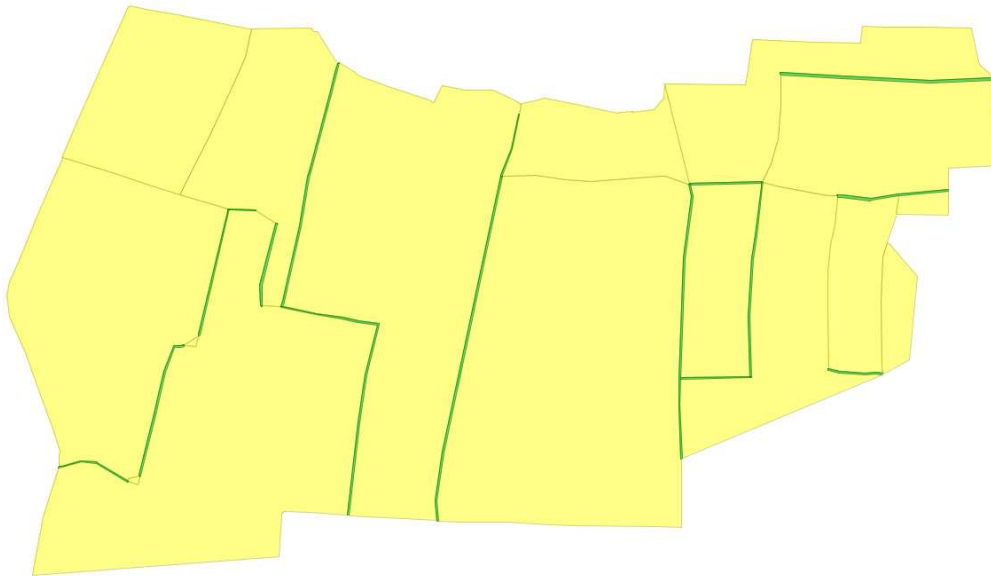


FIG. 7.6 – Zone d'étude choisie après traitement géométrique.

Les géométries de la zone d'étude choisie après traitement par le programme *theil* pour la période du 01/10/1998 au 01/10/1999 sont représentées sur la figure 7.6. Du fait du manque de robustesse de certaines fonctions PostGIS dans la version actuelle, on a malheureusement dû éliminer quelques haies. On arrive à un total de 16 parcelles agricoles et 16 haies.

7.2.3 Maillage de BVFT

Comme on l'a vu au chapitre 3, le maillage d'un modèle construit dans LIQUID est en fait constitué de la juxtaposition d'objets géométriques sur lesquels s'appliquent les différents modules mis en œuvre. Ces objets géométriques sont déterminés par le terrain : topographie, occupation du sol, nature du substrat géologique... On peut prendre en compte autant de facteurs que l'on souhaite, il suffit de croiser les couches géographiques. Le nombre de facteurs dépend ensuite des données disponibles et des objectifs de l'étude.

Pour le travail présenté ici, l'objectif principal est de tester l'assemblage d'un modèle spatialisé dans LIQUID, et particulièrement le comportement des interfaces de transferts latéraux WTI dans le cas d'interfaces multiples sur des géométries complexes. A ce stade on ne vise pas la fidélité par rapport à toutes les mesures de terrain. On a donc considéré que le seul découpage du parcellaire présenté figure 7.6 offrait une complexité suffisante pour un premier essai. En conséquence, ni le modèle numérique de terrain, ni les données relatives à la géologie ou à la profondeur des sols (voir annexe A) n'ont été pris en compte pour la construction du maillage.

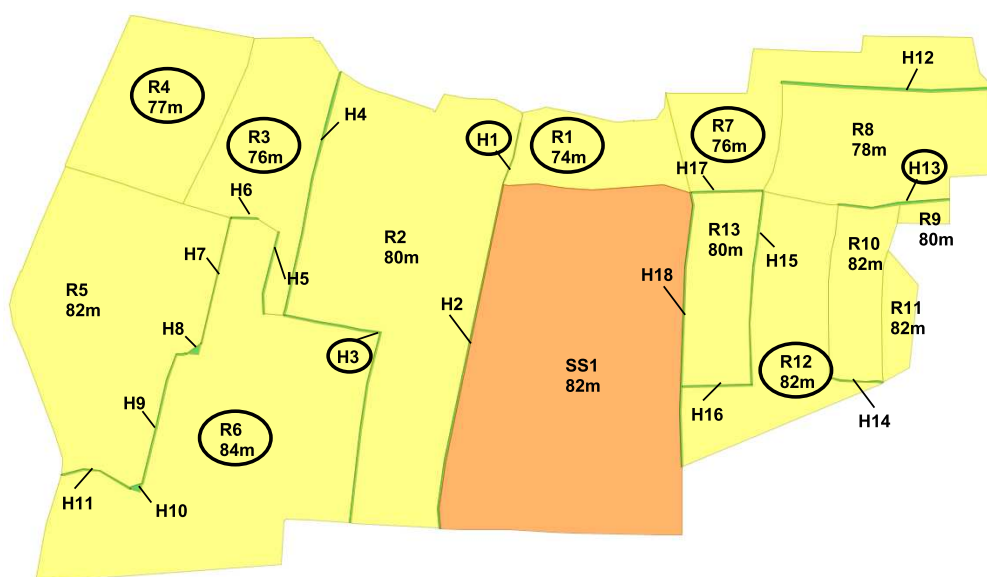


FIG. 7.7 – Maillage de BVFT sur la zone d'étude : numérotation et altitudes de surface des différents objets géométriques représentés. En orange, le domaine de Sidra/Sirup (SS1) ; en jaune, le domaine de Ross (parcelles R1 à R13) ; en vert, le domaine de Hedge (haies H1 à H19). Les éléments entourés seront étudiés plus en détails en 7.4.

Le travail de maillage a donc simplement consisté ici à attribuer aux différentes instances de module du modèle BVFT les objets du parcellaire représentés sur la figure 7.6. La figure 7.7 en présente le résultat. On a attribué à Sidra et Sirup une parcelle entière, bien que seulement une partie soit drainée dans la réalité (voir figure 7.2), dans un souci de simplification. 13 parcelles agricoles non drainées sont confiées à Ross. On attribue enfin à Hedge les 16 haies répertoriées sur la zone, plus 2 très petites parcelles occupées par des zones boisées. Pour BVFT cela revient finalement à :

- 1 instance de solveur pour Sidra et Sirup (sur une surface de 4.18 ha) ;
- 13 instances de solveur pour Ross (sur une surface totale de 17.59 ha) ;
- 18 instances de solveur pour Hedge (sur une surface totale de 0.25 ha).

Les identifiants des instances de solveurs utilisés sont reportés sur la carte : SS1 pour Sidra/Sirup, R1 à R13 pour Ross et H1 à H18 pour Hedge.

On a ensuite attribué à chaque objet géométrique une altitude de surface en s'appuyant sur le modèle numérique de terrain et une profondeur de sol. Les altitudes représentatives retenues pour les parcelles sont indiquées sur la carte 7.7. Ces altitudes vont de 74 m NGF pour le point le plus bas de la zone, à 84 m pour la parcelle la plus haute. Cette zone amont du bassin de la Fontaine du Theil présente en effet un dénivelé assez important. Avec le découpage spatial choisi, on obtient

donc de grands blocs d'altitudes contrastées. La différence d'altitude entre deux parcelles contigües atteint 6 m. La pente est nulle sur les différents objets ; il s'agit bien entendu d'une représentation simplifiée. On a également attribué des altitudes moyennes aux 18 tronçons de haies en procédant de la même manière. Ces dernières n'apparaissent pas sur la carte par souci de lisibilité.

Pour les profondeurs de sol, à part la parcelle drainée qui a fait l'objet d'un traitement spécifique, on a choisi une altitude de substrat géologique uniforme à 73 m NGF³. Les profondeurs de sol sont donc variables selon l'altitude de la surface, et prennent des valeurs de 1 m à 11 m. Cela n'est pas nécessairement très réaliste dans le cas d'un contexte à sols peu profonds comme celui de la Fontaine du Theil. Cependant, compte-tenu des importantes différences d'altitude de surface entre les parcelles, cette hypothèse permet dans un premier temps d'éviter des domaines de modélisation disjoints (bas d'une colonne de sol plus élevé que le haut de la colonne de sol voisine), sources potentielles de difficultés aux interfaces (problème de calcul du flux latéral en cas de disparition de la nappe dans l'une des parcelles).

7.2.4 Paramétrisation des propriétés du sol

Les données disponibles sur le bassin versant de la Fontaine du Theil (voir annexe A) permettent d'établir les caractéristiques générales suivantes quant à la nature des sols : limons sableux développés sur schistes, avec une forte hydromorphie à proximité du cours d'eau et dans les zones humides situées à proximité des sources. La tête du bassin est plutôt constituée de limons profonds sains à peu hydromorphes.

En l'absence de données plus précises sur le site même, on a essentiellement procédé par analogie avec des sites expérimentaux supposés semblables et mieux documentés. Pour cette application du modèle BVFT sur notre zone d'étude, on a fait le choix de la simplicité : les sols représentés dans le modèle sont donc uniformes (en profondeur comme en distribution sur l'ensemble de la zone) pour chaque type de module. Pour Hedge et Ross, tous les solveurs ont donc été paramétrés de la même façon.

7.2.4.1 Sidra et Sirup

Pour caractériser les différents paramètres de Sidra et Sirup, on s'est appuyé sur deux sources :

³Les données disponibles à l'échelle du bassin sur la profondeur des sols n'ont donc pas été utilisées. On fait cependant remarquer que pour la zone étudiée, le sol a selon ces données une épaisseur variant entre 40 et 100 cm. Ces valeurs sont sans doute pertinentes du point de vue agronomique, mais sont extrêmement faibles pour la modélisation hydrologique, même pour un bassin sur socle peu profond. Quels que soient les paramètres de sol choisis, et compte-tenu de la pluviométrie, d'aussi faibles épaisseurs conduiraient inmanquablement à un débordement généralisé, qui ne correspond pas à la réalité du terrain. Il n'est donc pas question de toutes façons d'utiliser ces données en l'état.

<i>Sidra</i>					
$K \text{ (ms}^{-1}\text{)}$	$\mu \text{ (-)}$	$A_1 \text{ (-)}$	$A_2 \text{ (-)}$	Prof.drain (m)	1/2 écartement (m)
9.8×10^{-6}	0.01	0.86	0.89	<i>1.2</i>	<i>10</i>
<i>Sirup</i>					
$R1 \text{ (m)}$	$T \text{ (m}^{-1}\text{s}^{-1}\text{)}$	$M \text{ (s}^{-1}\text{)}$	$R2 \text{ (m)}$	$B \text{ (s}^{-1}\text{)}$	
0.005	1.39×10^{-4}	4.17×10^{-5}	0.005	3.0×10^{-5}	

TAB. 7.2 – Paramétrisation des solveurs de Sidra et Sirup. En italique, les valeurs issues des données du secteur de référence de Combours. Les autres valeurs ont été reprises d’après le calage effectué au chapitre 4 sur le site de La Jaillière.

- le calage effectué à l’échelle locale pour le site de La Jaillière en Loire-Atlantique et déjà présenté au chapitre 4 ;
- la caractérisation des sols effectuée pour le drainage sur le secteur de référence de Combours (CA35, 1981), situé à moins de 20 kilomètres du bassin de la Fontaine du Theil et sur la même formation géologique.

L’étude sur le secteur de référence de Combours fournit des mesures de la conductivité à saturation dans différents types de sols et émet des recommandations techniques sur le drainage en fonction de ces types de sols, notamment la profondeur des drains conseillée et leur demi-écartement. Pour la parcelle drainée SS1 de la zone d’étude, on a donc suivi les recommandations émises pour les profils de sol hydromorphes sur schistes et adopté la moyenne des conductivités hydrauliques proposées. Ces valeurs sont consignées dans le tableau 7.2. Pour les autres paramètres de Sidra et ceux de Sirup, on a repris les valeurs calées sur La Jaillière, qui sont présentées dans le même tableau.

7.2.4.2 Hedge

On a repris pour les haies une partie de paramétrisation du sol utilisée par Viaud *et al.* (2005) sur le bassin versant du Naizin pour des sols sains. En effet, les principales caractéristiques des sols sur ce bassin versant, telles que décrites par Viaud (2004) et Carlier (1998) semblent en première approche comparables à celles issues des observations effectuées sur la Fontaine du Theil : sols limoneux sur schistes, épaisseur de la couche limoneuse variant de 50 à 150 cm. Pour ce premier essai, on a considéré que cette paramétrisation était suffisamment pertinente.

La porosité de rétention comme la porosité de drainage sont donc égales à 0.147 pour toutes les haies de la zone d’étude. On a choisi pour les cellules du compartiment de rétention une épaisseur fixe de 0.1 m. Le nombre de cellules dépend donc pour chaque solveur de la profondeur du sol (entre 40 et 100 cm).

7.2.4.3 Ross

Pour déterminer les valeurs des paramètres hydrodynamiques de l'équation de Brooks et Corey (1964), on a commencé par effectuer un travail de caractérisation sur les échantillons de sol du secteur de référence de Combours (CA35, 1981). Parmi l'ensemble des profils de sol décrits dans cette étude, on a sélectionné les trois profils correspondant à des sols sains limoneux profonds sur substrat schisteux. Les horizons de ces profils présentent bien entendu une importante variabilité. La granulométrie moyenne sur l'ensemble des profils est la suivante :

- Argiles 10.8 % ;
- Limons 25.5 % ;
- Sables 63.7 % .

La conductivité hydraulique à saturation moyenne sur les sols sains du secteur de référence de Combours (ne nécessitant pas de drainage) est estimée à $1.2 \times 10^{-5} \text{ m/s}$.

Paramètres Brooks & Corey			
	Rossi et Nimmo (1994)	Paramètres choisis	Carluer (1998)
η [–]	5.5 / 5.8	5.8	4.77
h_e [m]	-0.27 / -0.34	-0.3	-0.29
λ [–]	0.71 / 0.81	0.8	0.45
θ_S [–]	0.46 / 0.47	0.46	0.47
K_{Sat} [ms^{-1}]		1.2×10^{-5}	

TAB. 7.3 – Paramètres caractéristiques selon l'expression de Brooks et Corey (1964) pour des sols de type limon sableux sans doute proches de ceux du bassin de la Fontaine du Theil. La première colonne donne les valeurs fournies par Rossi et Nimmo (1994) et la dernière colonne celles utilisées par Carluer (1998) sur le bassin du Naizin. En gras, les valeurs retenues pour Ross dans cette étude.

On a comparé ces caractéristiques granulométriques à plusieurs références bibliographiques. Le jeu de paramètres choisi, qui figure dans le tableau 7.3, est repris de Rossi et Nimmo (1994) pour un limon sableux de composition très proche des moyennes obtenues à Combours (Argiles 11 % ; Limons 24 % ; Sables 65 %). Ces valeurs sont également assez voisines des moyennes de celles utilisées par Carluer (1998) sur le bassin versant du Naizin, reportées dans ce même tableau (pour effectuer cette comparaison, on a converti les paramètres du modèle de Van Genuchten (1980) en Brooks et Corey en utilisant les formules de passage proposées par Haverkamp *et al.* (2005); Leij *et al.* (2005)). La conductivité à saturation retenue est celle résultant des mesures expérimentales sur sols sains à Combours. Pour le maillage interne du solveur de Ross, le nombre de cellules est variable selon la profondeur du sol : on a choisi 50 cellules d'égale épaisseur par mètre de sol.

7.2.5 Positionnement et paramétrisation des interfaces WTI

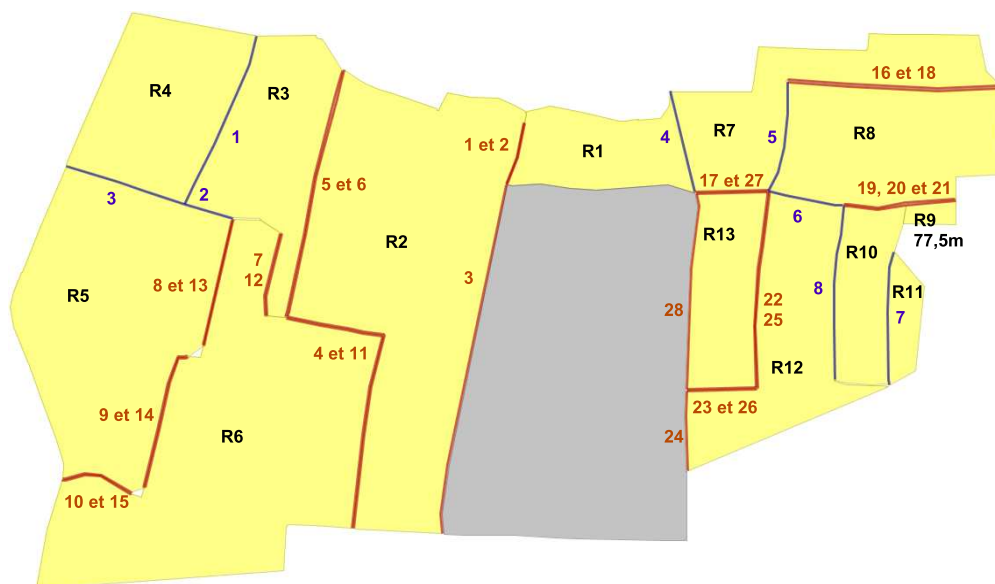


FIG. 7.8 – Construction du maillage de BVFT sur la zone d'étude : positionnement des interfaces WTI. En bleu les interfaces Ross2Ross et en rouge les interfaces Ross2Hedge. Les numéros des parcelles Ross sont rappelés pour mémoire.

Les interfaces WtiRoss2Ross et WtiRoss2Hedge ont été définies et leurs coordonnées saisies manuellement sur le domaine d'étude. En respectant la règle de deux voisins (de type FRER1D ou de type HEDGE) par interface WTI, on a défini des interfaces sur la plupart des frontières entre parcelles ou entre parcelles et haies. Par souci de simplification, on n'a placé des interfaces que lorsque la longueur de contact entre deux éléments était suffisamment importante. Le résultat de cette opération apparaît sur la carte 7.8. On obtient finalement 8 interfaces Ross2Ross (donc autant d'instances de solveur pour WtiRoss2Ross) et 28 interfaces Ross2Hedge.

Pour la paramétrisation de ces interfaces, outre l'identification des voisins, il faut préciser l'altitude moyenne de la surface, la profondeur du sol et la conductivité d'interface. L'altitude de la surface a été calculée pour chaque interface par interpolation linéaire des altitudes de ses deux voisins, de manière similaire à ce qui est fait dans WTI pour le calcul de la charge hydraulique :

$$z_{int} = \frac{z_B - z_A}{d_A + d_B} \times d_A + z_A \quad (7.1)$$

où z_A et z_B sont les altitudes des deux voisins de l'interface, et d_A et d_B les distances du centre de l'interface aux centres respectifs de A et B. La profondeur du sol est variable selon l'altitude de la surface, avec comme pour tous les autres solveurs mis en œuvre ici avec une altitude de substrat imperméable de 73 m NGF.

La valeur de la conductivité d'interface a été fixée à la lumière des résultats des tests présentés au chapitre 6. Indépendamment de la valeur de la conductivité à saturation verticale des sols, on

avait pu observer qu'une valeur de $K_{int} = 10^{-5} \text{ m/s}$ permettait des flux latéraux satisfaisants. On a donc repris cette valeur pour toutes les interfaces, quel que soit leur type.

7.3 Stratégie de simulation

Pour ces premières simulations réalisées dans LIQUID avec le modèle spatialisé BVFT, l'objectif était de vérifier le bon fonctionnement de l'ensemble (et notamment des interfaces), ainsi que la plausibilité des résultats. La définition de critères d'évaluation de ce bon fonctionnement est cependant problématique⁴ : en l'absence de données expérimentales sur la zone (et même s'il y en avait, elles ne seraient sans doute pas utilisables du fait des libertés prises dans la construction du modèle, par rapport à la profondeur des sols notamment), on ne dispose pas de référence à laquelle comparer les résultats. La démarche a donc consisté à effectuer deux simulations : **une avec interfaces de transferts latéraux, et une sans interfaces**, et à comparer leurs sorties.

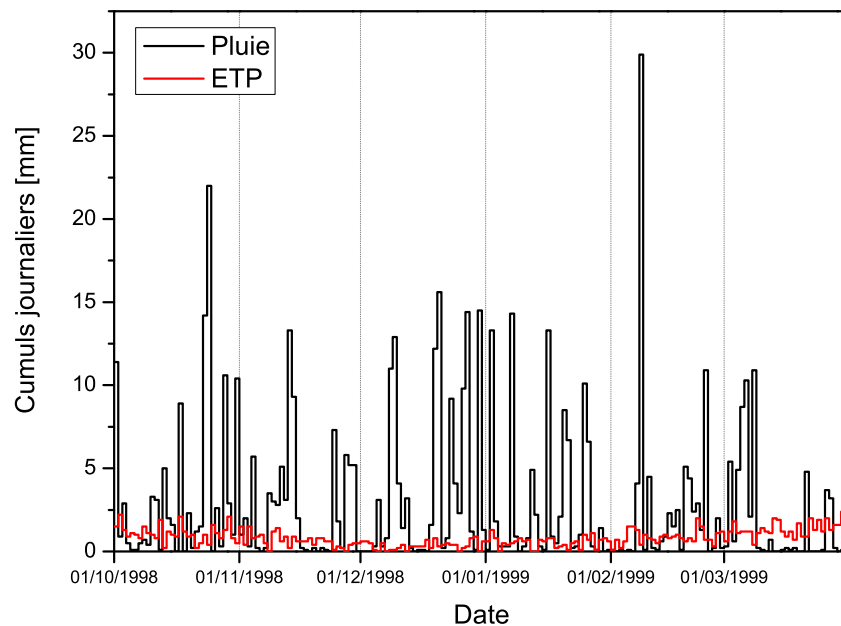


FIG. 7.9 – Pluie et évapotranspiration journalières mesurées sur le bassin versant de la Fontaine du Theil du 01/10/1998 au 01/04/1999.

⁴Le fait que la simulation soit allée jusqu'au bout et que les résultats ne soient pas aberrants est un critère objectif et essentiel, mais insuffisant du point de vue de l'interprétation.

De manière à avoir de bonnes conditions de fonctionnement pour les modules de drainage SIDRA et SIRUP (voir chapitre 4), ainsi que pour limiter les temps de calcul de ces premières simulations, on a sous sélectionné dans l'année hydrologique 1998-1999 la période hivernale, du 01/10/1998 au 01/04/1999. Les cumuls journaliers de pluie et d'évapotranspiration potentielle pour cette période sont représentés figure 7.9.

Le cumul pluviométrique sur la période est de 538.7 mm. Les mois de décembre et janvier cumulent à eux seuls respectivement 124.8 et 92 mm, plutôt régulièrement répartis. Cette saison hivernale présente deux événements pluvieux plus importants : les 23-24 octobre (36.2 mm) et le 8 février (29.9 mm). Le mois de mars est par contre relativement sec. Le cumul d'évapotranspiration sur cette même période est de 148.6 mm. Pour les deux simulations, ces cumuls journaliers ont été uniformément répartis par tranches de 24 heures.

Ross	Hedge	Sidra/Sirup
Pression = -20 cm (25% prof.)	$\theta_r = 0.05$ (50% prof.)	$r_1 = r_2 = 0.02\text{ m}$
Pression = 0 (75% prof.)	$\theta_r = 0.147$ (50% prof.)	$r_3 = 0$
	nappe à mi-hauteur	prof. nappe = 0.5 m

TAB. 7.4 – Conditions initiales pour la mise en œuvre de BVFT.

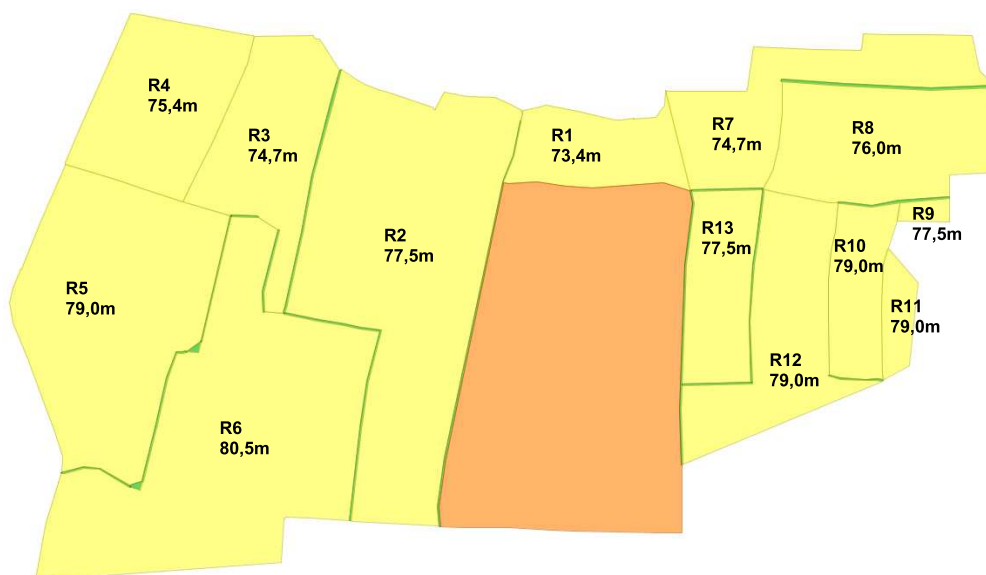


FIG. 7.10 – Hauteurs de nappe initiales pour les 13 solveurs de Ross.

Avant de procéder aux simulations effectives, on a d'abord effectué une pré-simulation de longue durée (2 ans) dont l'objectif était d'obtenir des profils équilibrés pour les solveurs de Ross. Cette pré-simulation a été grossièrement initialisée avec les valeurs présentées dans le tableau 7.4, et réalisée

sans interfaces ni forçages climatiques. On a ensuite pris les profils obtenus, pour initialiser les solveurs de Ross. Les hauteurs de nappe correspondantes figurent sur la carte 7.10. Ces hauteurs de nappe initiales sont contrastées, et propres à favoriser l'établissement de flux latéraux pour la simulation avec interfaces. C'est justement le phénomène que l'on veut étudier dans cette simulation. Les solveurs de Hedge et Sidra/Sirup ont été initialisés à la main de la manière présentée également tableau 7.4.

Pour la période de simulation du 01/10/1998 (début effectif de la simulation le 30/09/1998 pour prendre en compte la pluie et l'ETP dès le 01/10/1998) au 01/04/1999, les temps de calcul ont été les suivants pour un processeur Pentium IV à 3.0 GHz (ordinateur portable) et en mode « Débogage » :

- 20 minutes pour la simulation sans interfaces ;
- 2 heures 45 minutes pour la simulation avec interfaces.

7.4 Résultats

7.4.1 Parcelle drainée

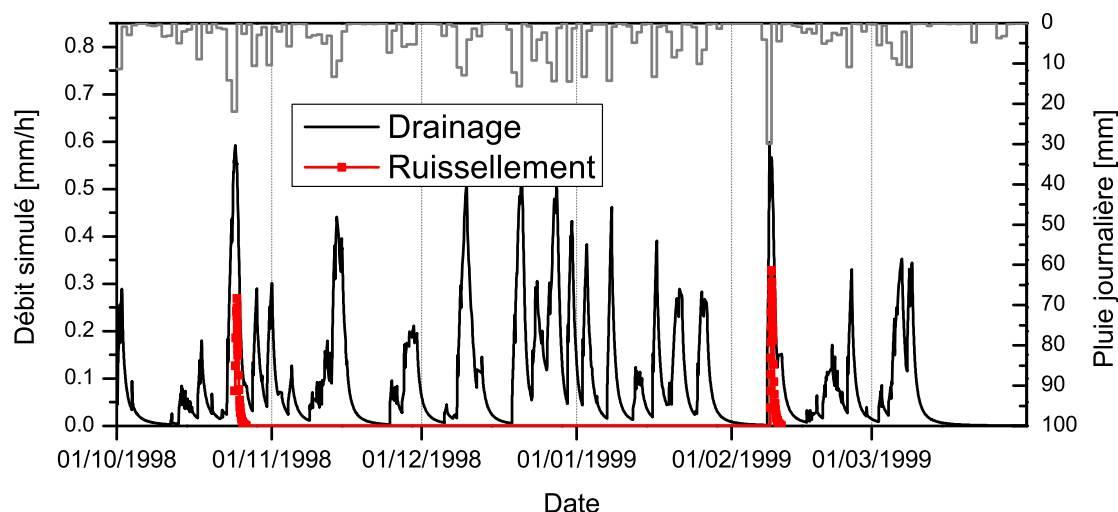


FIG. 7.11 – Débits drainé (en noir) et ruisselé (en rouge) sur la parcelle drainée Sidra/Sirup du 01/10/1998 au 01/04/1999. Ces débits sont rapportés à la surface de la parcelle (4.18 ha).

Dans le modèle BVFT, par construction, les parcelles drainées Sidra/Sirup ne sont pas connectées aux autres parcelles via des interfaces. Elle sont conçues pour être à terme directement connectées au réseau hydrographique. Les résultats sont donc identiques pour les deux simulations effectuées

ici. Les débits drainé et ruisselé simulés sont représentés sur la figure 7.11.

En l'absence de données expérimentales, on peut tout au plus juger l'allure des courbes. Les variations du débit drainé sont assez similaires à celles obtenues sur les parcelles drainées du site de La Jaillière présentées au chapitre 4. On retrouve d'ailleurs la même limitation des débits de pointe autour de 0.6-0.7 mm/h qui semble être due à un défaut du module SIRUP déjà identifié au chapitre 4. Deux pics de ruissellement sont observés, qui correspondent aux deux événements pluvieux intenses évoqués plus haut. Là encore, on retrouve dans le débit ruisselé le même ordre de grandeur que pour le site de La Jaillière.

7.4.2 Parcelles non drainées et haies

7.4.2.1 Flux évaporatoires

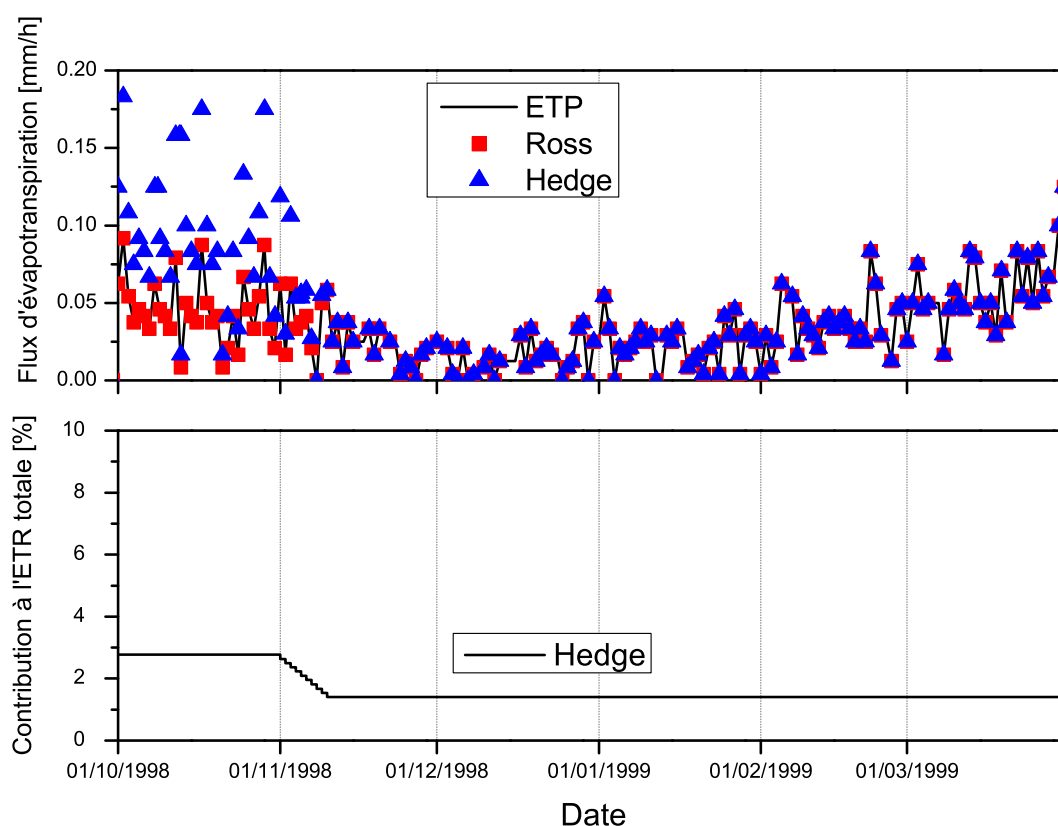


FIG. 7.12 – Flux d'évapotranspiration simulés. En haut, flux d'évapotranspiration potentielle (trait noir) et d'évapotranspiration réelle pour les parcelles Ross (carrés rouges) et les haies Hedge (triangles bleus) en mm/h. En bas, contribution des zones de haies Hedge au flux total d'évapotranspiration réelle (en %).

Les flux évaporatoires calculés sont également identiques quelle que soit la simulation. Avec

ou sans interfaces, pour toutes les parcelles Ross comme pour toutes les haies Hedge, quelle que soit la profondeur du sol, l'humidité est suffisante pour que l'évapotranspiration réelle soit égale à l'évapotranspiration maximale possible (voir figure 7.12) :

- égale à l'évapotranspiration potentielle pour Ross (en l'absence de végétation) ;
- égale à $k_c \times \text{ETP}$ pour Hedge (voir chapitre 5), où $k_c = 1$ en période hivernale et $k_c = 2$ l'été.

On peut notamment bien observer la transition de l'été vers l'hiver pour les haies au début de la simulation.

Par contre, la contribution des haies au flux total d'évapotranspiration réelle (hors parcelle drainée SS1) reste faible comme on peut le voir sur la figure 7.12 : son maximum est de 2.8 % en début de simulation (correspondant à la fin de la période estivale et donc à un coefficient $k_c = 2$). On retrouve pour la période hivernale une contribution relative égale au rapport de surfaces entre les haies et l'ensemble du domaine Ross+Hedge : seulement 1.4 %.

7.4.2.2 Evolution des niveaux de nappe dans les parcelles

Plutôt que de présenter l'ensemble des résultats, on a choisi de sélectionner ici les plus significatifs et les plus facilement interprétables. La figure 7.13 représente l'évolution dans le temps des niveaux de nappe de trois groupes de deux parcelles de Ross, avec et sans interfaces. Ces trois groupes sont les suivants :

- en haut les parcelles Ross1 et Ross3, correspondant aux points bas de la topographie, constituent en quelque sorte les exutoires de la zone d'étude (voir figure 7.7) ;
- au milieu, les parcelles Ross7 et Ross4 sont les parcelles voisines de Ross1 et Ross3 respectivement (voir figure 7.7), également de faible profondeur et correspondent à des exutoires secondaires ;
- en bas, les parcelles Ross12 et Ross6 correspondent au contraire aux points hauts de la zone d'étude (82 et 84ém respectivement).

Du fait de la présence de la parcelle drainée (voir figure 7.7), ces six parcelles se répartissent sur deux zones qui communiquent peu entre elles : sur la figure 7.13, les trois parcelles à gauche sur la figure correspondent à la partie Ouest de la zone d'étude, et les trois parcelles de droite à la partie Est.

De manière générale, on observe effectivement une différence dans l'évolution des niveaux de nappe selon que les transferts latéraux sont activés ou pas. Pour les parcelles Ross1, Ross3, Ross4 et Ross6, l'activation des flux latéraux entraîne une accumulation d'eau plus importante. Par contre, pour Ross12 et Ross6 le niveau des nappes est globalement plus bas en présence d'interfaces. Les écoulements se produisent donc bien dans le sens attendu : drainage par les flux latéraux de l'eau des points hauts du domaine pour alimenter les points bas. L'augmentation des niveaux de nappe

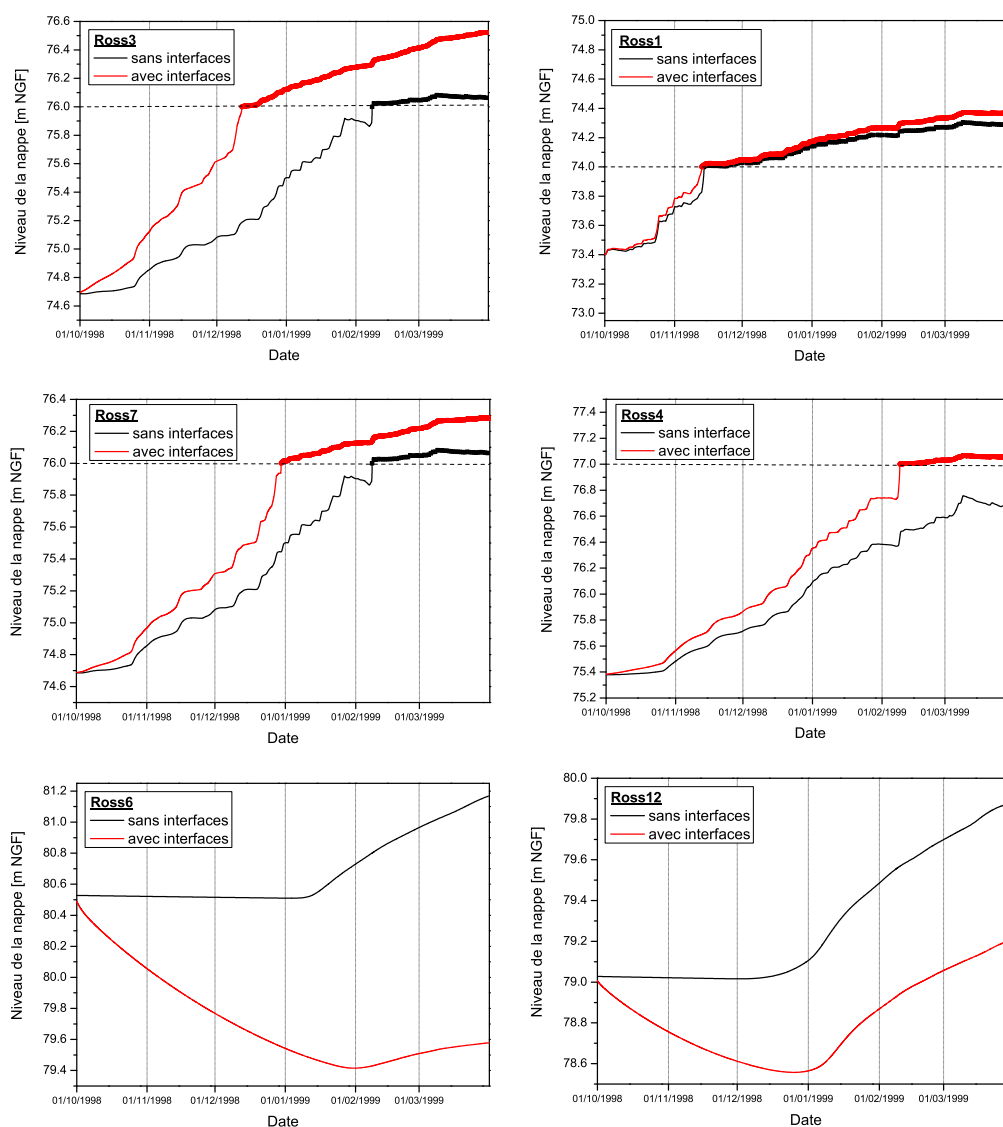


FIG. 7.13 – Comparaison de l'évolution des niveaux de nappe sans interfaces (noir) et avec interfaces (rouge) pour les parcelles Ross1, Ross3, Ross4, Ross6, Ross7 et Ross12. L'accumulation d'eau à la surface du sol (ponding) est représentée en trait plus épais. La ligne pointillée représente la surface du sol.

sur Ross12 et Ross6 dans la seconde partie de la simulation est due à l'infiltration de l'eau de pluie.

On peut analyser plus en détails le fonctionnement des points exutoires.

Pour Ross1, qui est le point le plus bas de la zone d'étude (épaisseur du sol de 1 m seulement), la différence entre les deux simulations est assez peu marquée. Cela peut s'expliquer qualitativement par deux facteurs. Le premier est que cette parcelle est en fait relativement isolée de l'ensemble du

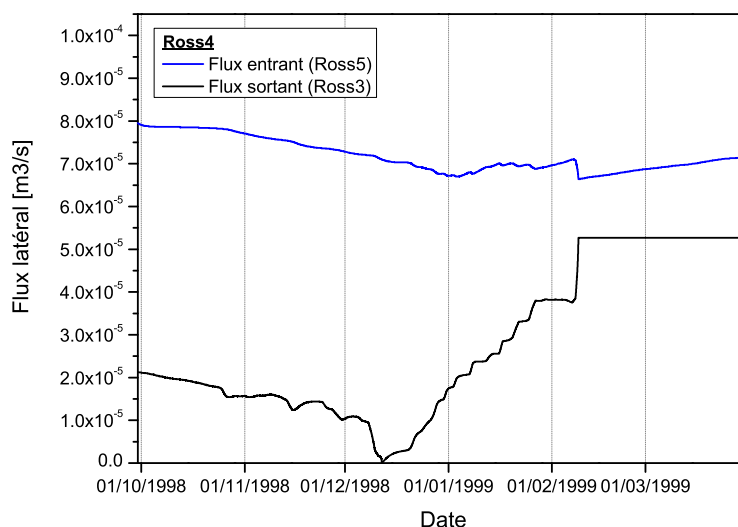


FIG. 7.14 – Flux latéraux entrant (bleu) et sortant (noir) pour la parcelle Ross4.

domaine, à cause de la présence de la parcelle drainée à son amont (voir figure 7.7) : cette parcelle a des connexions avec les parcelles 7 et 2 (via une haie) seulement, avec des interfaces de longueurs peu importantes (76 m et 48 m). Le second facteur tient à la très faible épaisseur du sol et donc des interfaces selon la paramétrisation présentée plus haut (1.77 m pour l'interface entre Ross1 et Ross7). Dans le calcul des flux d'interface, la surface d'échange est donc doublement limitée, ce qui a pour conséquence des flux relativement réduits. Comme on peut le voir sur la figure 7.13, c'est plutôt la pluie qui contrôle le fonctionnement de cette parcelle. Pour le second exutoire Ross3 par contre, la différence entre avec et sans interfaces est beaucoup plus flagrante et peut s'expliquer par les mêmes facteurs : cette parcelle est connectée via des interfaces à quatre voisins, avec des longueurs de contact importantes (cumul de 420 m environ) et des profondeurs de sol plus élevées.

Le fait qu'une submersion apparaisse sur Ross7 et Ross4 peut être étonnant au premier abord. On peut noter que celle-ci se produit fort logiquement près celle des exutoires principaux que ces parcelles sont censées alimenter. L'explication que l'on peut apporter est que le flux de décharge vers les exutoires n'est pas assez important pour empêcher le « remplissage » de ces parcelles. Pour la parcelle Ross7, on l'imagine aisément du fait de sa configuration (voir figure 7.7) : Ross7 draine toute la partie Est de la zone d'étude et a une longueur de contact limitée avec Ross1. Les flux latéraux entrant et sortant de la parcelle Ross4 sont présentés sur la figure 7.14. On voit que le bilan n'est pas équilibré : le flux alimentant Ross4 (provenant de la parcelle Ross5) est toujours supérieur au flux sortant (vers Ross3).

7.4.2.3 Rôle des haies

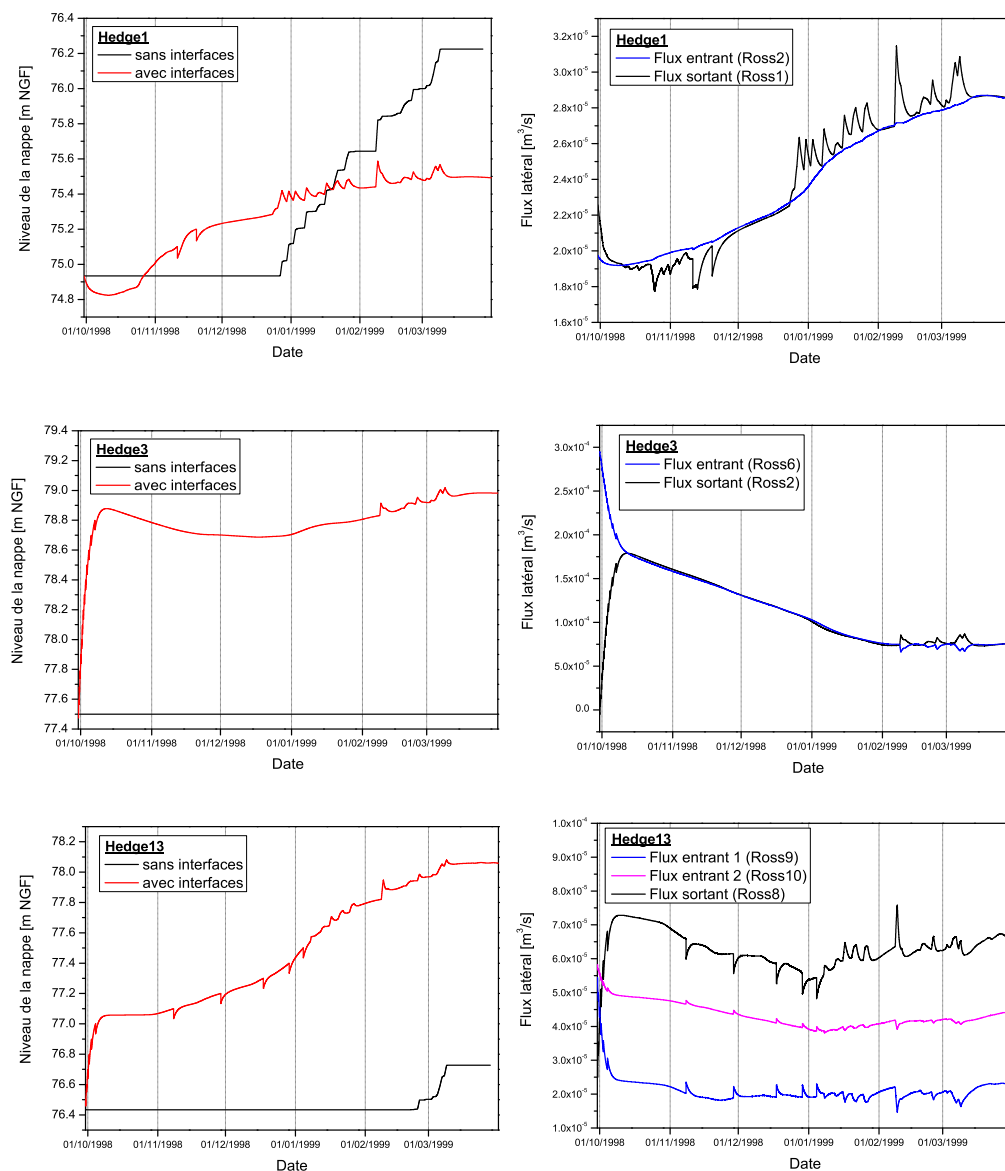


FIG. 7.15 – Résultats des simulations avec et sans interfaces pour (de haut en bas) les haies Hedge1, Hedge3 et Hedge13. A gauche, comparaison de l'évolution des niveaux de nappe (trait noir sans interfaces et rouge avec interfaces). A droite, bilan des flux latéraux entrants (en bleu et rose) et sortants (en noir) pour la simulation avec interfaces.

Pour l'analyse du comportement des haies, on a choisi parmi l'ensemble des résultats l'exemple de trois haies :

- Hedge1 est la moins profonde des haies du domaine (épaisseur de sol de 4 m) et est connectée

- à la parcelle exutoire Ross1 (voir figure 7.7) ;
- Hedge3 est connectée au point le plus haut du bassin, qui est la parcelle Ross6. Sa profondeur est de 9 m ;
- Hedge 13 est un cas un peu particulier puisqu'elle est connectée via des interfaces à trois parcelles : Ross8, Ross9 et Ross10 (voir figure 7.7). Ross10 est par ailleurs avec Ross12 l'un des points hauts de la partie Est de la zone d'étude.

L'évolution des niveaux de nappe et les bilans de flux latéraux entrants et sortants pour ces trois haies sont présentés sur la figure 7.15.

Pour la simulation sans prise en compte des interfaces, on retrouve pour les haies un comportement similaire à celui mis en évidence lors des tests du module HEDGE présentés au chapitre 5. La nappe n'est pas alimentée tant que le profil de rétention n'est pas saturé. Cela prend plus ou moins de temps en fonction de la profondeur du sol. Pour la haie Hedge3, la profondeur est telle qu'à la fin de la simulation la percolation n'a toujours pas eu lieu, et le niveau de la nappe reste constant et égal à sa valeur initiale.

Par ailleurs, si l'on compare l'évolution au cours du temps (hors interfaces) des niveaux de nappe de la haie Hedge1 (figure 7.15) et de la parcelle Ross4 (figure 7.13), qui ont la même épaisseur de sol (4 m), on remarque que l'amplitude de la variation de ces niveaux sur toute la période de simulation est quasiment la même. Ainsi, malgré des conceptualisations et paramétrisations complètement différentes pour les deux types de modules, on arrive néanmoins à reproduire, à cette échelle temporelle, le même comportement global. Avec un travail un peu précis (qui n'a pas été réalisé ici) sur les paramétrisations et l'initialisation, il devrait être possible de construire sur un même bassin un modèle cohérent impliquant des modules de conceptions différentes. Ce résultat est encourageant pour la démarche de modélisation proposée.

L'activation des interfaces de transferts latéraux entraîne d'importantes différences pour l'évolution des niveaux de nappe, comme pour les parcelles de Ross. On observe en début de simulation, surtout pour les haies Hedge3 et Hedge13, une évolution rapide de ce niveau, semblable à ce qui avait été mis en évidence lors du test 3 du chapitre 6. Il s'agit en fait d'un équilibrage du niveau de la haie par rapport à ses voisins, directement lié aux conditions initiales. Ces augmentations de niveau se font en « dents de scie », ce qui est caractéristique du mécanisme de rééquilibrage entre les deux compartiments du module HEDGE. D'autres variations rapides du niveau de la nappe sont également observées pour les trois haies présentées ici (plus ou moins amorties selon la profondeur du sol) et sont liées à la percolation de l'eau de pluie dans la nappe. On retrouve d'ailleurs l'événement pluvieux de février 1999. Cela signifie que le compartiment de rétention a atteint un degré de saturation suffisant pour transmettre ce signal au compartiment de drainage.

Indépendamment de ces variations rapides, les amplitudes de variation des niveaux des haies sont relativement faibles. Le bilan des flux latéraux représenté sur la figure 7.15 montre que les entrées et sorties sont équilibrées (même courbe enveloppe pour les flux entrant et sortant). Ainsi, le rôle des haies par rapport aux transferts latéraux est ici, à la différence des parcelles de Ross, essentiellement un rôle de transfert et non de stockage d'eau. D'après le modèle, les haies sont transparentes aux écoulements souterrains en saison hivernale : cela correspond bien à ce qui est attendu à la lumière de la connaissance de terrain. Cela correspond à l'un des tests formulés au chapitre 5 pour estimer la pertinence de la représentation des haies de manière qualitative, à l'échelle d'un bassin versant. On remarque par ailleurs que les flux latéraux sont (comme on pouvait s'y attendre) directement corrélés à la profondeur des sols.

On remarque pour Hedge1 que le flux sortant est soumis à des variations rapides qui n'apparaissent pas pour le flux entrant. Plus précisément, ces variations brutales suivent les variations du niveau de la nappe dans la haie. Le flux sortant est le flux entre Hedge1 et la parcelle Ross1 (distance de la haie 60 m, sol épais de 1 m, épaisseur de la nappe de 0.4 à 1 m au cours de la simulation). Le flux entrant est le flux entre Ross2 ((distance de la haie 120 m, sol épais de 7 m, épaisseur de la nappe de 4.5 à 5.4 m au cours de la simulation) et Hedge1. Pour les deux interfaces correspondantes, la surface d'échange des flux latéraux saturés est quasiment la même : les longueurs de contact sont identiques, et la hauteur mouillée au niveau de l'interface est sensiblement égale à la hauteur de nappe de la haie (voir chapitre 6 pour le mode de calcul de la hauteur mouillée à l'interface). Les différences de variation du flux sont donc dues à la variation du gradient de charge. Deux facteurs jouent ici un rôle particulier dans la variation de ce gradient :

- une importante épaisseur de nappe de la parcelle de Ross diminue la sensibilité de la différence de charge aux variations de la hauteur dans la haie (alors qu'une épaisseur de nappe plus faible que celle de la haie au contraire l'accroît), et donc la sensibilité du flux ;
- la distance amortit d'autant plus les variations de la différence de charge (et donc l'effet sur le flux) qu'elle est importante.

On observe d'ailleurs ce même phénomène, dans une moindre mesure, autour de la haie Hedge13.

7.4.2.4 Bilan de masse

Le tableau 7.5 présente le bilan de masse effectué pour les deux simulations. Ce bilan est très bon pour la simulation sans interfaces, puisque l'erreur ne dépasse pas 0.7 % du cumul de précipitation sur la période de simulation. Par contre, il manque plus de 12 000 m^3 d'eau pour fermer le bilan de la simulation avec interfaces. Rapportée à la surface du domaine étudié, cela fait tout de même 70 mm, soit 13 % du cumul de pluie sur l'ensemble de la période du 01/10/1998 au 01/04/1999. Cette erreur non négligeable est à mettre sur le compte d'un problème dans le calcul et/ou dans la

Etat initial		Etat final		Entrées (pluie)	Sorties (ETR)		Erreur (% pluie)
Ross	Hedge	Ross	Hedge		Ross	Hedge	
<i>Sans interfaces</i>							
441 924	3 162	511 257	4 044	96 064	26 079	467	0.7
<i>Avec interfaces</i>							
441 924	3 162	497 277	4 546	96 064	26 079	467	13

TAB. 7.5 – Bilan de masse pour les simulations avec et sans interfaces. Les volumes sont exprimés en m^3 .

prise en compte des flux latéraux par les modules concernés. Etant donnés les volumes en jeu, on peut sans doute écarter a priori le module HEDGE. En effet, le volume total d'eau dans les haies Hedge est très faible par rapport aux parcelles de Ross. Cela est dû bien entendu aux écarts de surface (le domaine de Hedge a une surface presque 100 fois inférieure à celle du domaine de Ross), mais aussi au fait que les haies fonctionnent plutôt en transfert et ne stockent pas d'eau, comme on a pu le voir plus haut. L'erreur provient donc très certainement du module FRER1D. On a déjà quelques pistes sur l'origine de cette erreur : on pense notamment à l'agrégation des flux latéraux dans le cas d'interfaces multiples.

A l'heure actuelle, ce problème de fermeture de bilan de de masse n'a donc pas pu être résolu faute de temps. Les hypothèses concernant l'origine de l'erreur seront à confirmer suite à des investigations plus approfondies (bilans de masse par parcelle et à différentes dates notamment).

7.5 Conclusion et perspectives

Les résultats présentés dans ce chapitre constituent le premier test de mise en œuvre dans la plate-forme LIQUID d'un modèle incluant des couplages spatiaux. Il ne s'agit pas encore d'un modèle de bassin versant complet. Cependant il a permis de réunir l'ensemble des modules de discontinuités hydrologiques développés dans le cadre de cette thèse et présentés aux chapitres 4 et 5 (à l'exception du modèle de transfert de produits phytosanitaires en milieu drainé SILASOL qui n'a pour l'instant pas trouvé d'application à une échelle autre que locale), et de tester le module de transferts latéraux saturés WTI sur des géométries complexes et dans des conditions climatiques réelles (période hivernale du 01/10/1998 au 01/04/1999). On a posé pour la paramétrisation des modules des hypothèses très simplificatrices : géométries reprenant les contours du parcellaire uniquement, caractéristiques du sol uniformes, substrat géologique imperméable de même d'altitude sur tout le domaine. Cela a donné un maillage grossier constitué de grands blocs, à chacun desquels a été attribuée une altitude représentative. La reproduction de la topographie réelle de la zone d'étude était donc extrêmement simplifiée.

De manière à disposer d'une référence, on a effectué deux simulations dont on a ensuite comparé

les résultats : avec et sans activation des interfaces de transferts latéraux.

Les premiers résultats sont encourageants : ils montrent tout d'abord qu'il est possible de construire, grâce à la plate-forme LIQUID, un modèle à partir de modules de conceptions différentes (équation de Richards ou approche conceptuelle capacitive par exemple), et de les faire communiquer de façon cohérente et conforme à la physique. La comparaison des simulations avec et sans interfaces a montré que les interfaces ont permis le transfert d'eau de l'amont vers l'aval de la zone d'étude, et cela dans des proportions plausibles. On a pu observer que les haies sont transparentes aux écoulements souterrains, ce qui va dans le sens des observations de terrain et constitue un premier élément qualitatif de validation pour la représentation choisie pour les haies au chapitre 5. Les hypothèses simplificatrices pour les choix des paramètres décrivant les sols dans les différents modules apparaissent ici satisfaisantes pour une première approche. Pour les interfaces de transferts latéraux, l'ordre de grandeur de $1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ choisi pour la conductivité semble adapté à ce stade de dégrossissage du couplage spatial. Par contre, les flux latéraux dépendent, par construction, étroitement de la profondeur des sols, ce qui fait que le choix d'une altitude de substrat géologique uniforme (et donc de profondeurs de sol variables selon l'altitude de la surface) n'est pas anodin.

Le point négatif reste pour le moment le problème de fermeture du bilan de masse. L'erreur relativement importante observée est sans doute due à un problème de prise en compte des interfaces multiples dans le module FRER1D, mais cela n'a pas pu encore être vérifié faute de temps.

Outre la résolution de ce problème de bilan, la priorité pour l'amélioration des simulations est la sécurisation des transferts latéraux dans le cas de domaines disjoints (altitude de la surface de l'élément aval inférieure à l'altitude du bas de l'élément amont). Cela impose à la fois un travail sur le module WTI et sur les modules HEDGE et FRER1D. On pourra ainsi travailler avec des profondeurs de sol plus adaptées à la réalité du terrain. L'utilisation d'un maillage plus raffiné (prenant en compte notamment les données relatives au sol sur le bassin), pourrait également permettre de suivre plus harmonieusement la topographie du terrain, et donc d'obtenir des différences d'altitudes moins grandes entre les différents éléments.

On pourra enfin effectuer des simulations en période estivale, et essayer de reproduire l'effet des haies sur l'assèchement des sols. Avec les profondeurs de sol utilisées ici, l'influence de l'évapotranspiration des haies n'est en effet pas observable sur les profils d'humidité.

On continuera également à développer le modèle BVFT pour permettre une application à l'échelle du bassin versant tout entier : il manque principalement la connexion du module de rivière RIVER1D, sans doute à travers WTI ou une interface dérivée de WTI. On pourra alors effectivement comparer les résultats des simulations à des données expérimentales et tenter de valider le modèle. Additionnellement, un travail de réflexion est à mener pour la connexion d'un module de ruissellement de surface. Un autre développement possible est l'ajout et la connexion d'un module de

zone saturée pour représenter les interactions entre une nappe perchée (qui serait représentée par le module FRER1D) et une nappe plus profonde (laissée à la charge du module de zone saturée), selon une hypothèse de fonctionnement communément admise pour les bassins sur socle (Adamiade, 2004). Cela entraînerait de profondes modifications des principes exposés ici, notamment car les flux latéraux dans FRER1D ne fonctionnent qu’avec une condition de flux nul en bas de colonne. Plutôt que de modifier BVFT, il conviendra plutôt de s’interroger sur l’opportunité du développement d’un autre modèle, conformément à la logique de LIQUID. Par ailleurs, dans le cas du bassin de la Fontaine du Theil, l’application d’un tel modèle nécessiterait des données supplémentaires pour caractériser les deux nappes (perchée et profonde).

En parallèle, on s’attachera enfin à améliorer les outils de pré-traitement des données géométriques présentés ici. Une réflexion est en cours avec HYDROWIDE pour le développement de fonctionnalités permettant notamment l’identification et le positionnement automatiques des interfaces WTI, ce qui faciliterait considérablement la mise en œuvre de BVFT.

Conclusion générale

Chapitre 8

Conclusion générale

Devant le constat d'une importante contamination des ressources en eau par les produits phytosanitaires, la compréhension et la maîtrise des mécanismes liés aux pollutions diffuses d'origine agricole sont des enjeux environnementaux importants. L'influence spécifique d'aménagements hydro-agricoles tels que le drainage par tuyaux enterrés, les fossés, le réseau bocager ou encore les bandes enherbées sur les transferts d'eau et de produits phytosanitaires a été mise en évidence et est actuellement étudiée à l'échelle locale. Cependant, un problème scientifique se pose quant à l'intégration, à l'échelle d'un bassin versant, des connaissances acquises : la configuration spatiale de ces différents aménagements par rapport aux sources de contamination, et également les uns par rapport aux autres, joue un rôle important pour les transferts jusqu'à l'exutoire. Ce rôle est néanmoins difficile à appréhender, d'autant plus que les géométries en jeu sont généralement complexes.

Principaux résultats

En s'appuyant sur le cas d'étude du bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil (Ille et Vilaine), qui est un petit bassin rural (128 ha) aux sols peu profonds développés sur socle, on a proposé ici une approche de modélisation hydrologique distribuée fondée sur la représentation de différentes entités du paysage (parcelles agricoles, parcelles drainées, haies) sous forme de modélisations autonomes, qui sont connectées entre elles selon leur positionnement dans l'espace. Ces connexions permettent aussi le transfert d'eau d'une entité à l'autre, via la spécification de flux latéraux. Pour la réalisation de cette modélisation, nous nous sommes appuyés sur la plate-forme de modélisation environnementale LIQUID. LIQUID est un outil informatique développé par la société HYDROWIDE, et qui fait l'objet d'un partenariat avec le Cemagref et le LTHE. LIQUID permet de construire et de mettre en œuvre des modèles sous la forme d'ensembles de briques élémentaires interconnectées appelées modules. Un module peut représenter un processus particulier ou un ensemble de processus ayant lieu dans un objet physique donné, à des échelles spatiale et temporelle

appropriées.

On a ainsi construit deux ensembles de modules dans LIQUID, l'un pour représenter le fonctionnement d'une parcelle drainée et en calculer les débits de sortie (ruisselé et drainé), ainsi que les concentrations en produits phytosanitaires associées, et l'autre dédié aux processus hydrodynamiques à l'œuvre dans une haie arborée, notamment en termes d'évapotranspiration. On s'est appuyé pour cela sur des éléments bibliographiques et des connaissances issus d'études fines à l'échelle locale. Ces modules ont été testés et, pour le cas du drainage, validés sur des données expérimentales à l'échelle de la parcelle.

Ces modules d'aménagements hydro-agricoles ont ensuite été associés dans LIQUID à un module représentant les transferts d'eau verticaux dans le sol non drainé et un module d'interface simplifié permettant l'échange de flux latéraux saturés entre les différents modules, pour former un premier modèle hydrologique distribué. Ce modèle a été appliqué sur une partie du bassin versant de la Fontaine du Theil, et soumis à des forçages climatiques réels (pluie et évapotranspiration potentielle). Malgré des choix extrêmement simplifiés en termes de découpage du maillage, profondeur et propriétés hydrodynamiques des sols, qui empêchent notamment la comparaison aux données expérimentales, les résultats des simulations montrent un bon fonctionnement du couplage spatial, et apportent des éléments de validation qualitatifs sur le comportement des haies.

On a abordé de nombreuses questions au cours de ce travail, appartenant à des champs thématiques différents (modélisation du drainage, modélisation des haies, modélisation hydrologique distribuée) et se rapportant à des échelles temporelles et spatiales différentes (échelle locale et échelle du bassin versant), sans nécessairement pouvoir aller jusqu'au bout de chaque démarche. Il faut donc plutôt considérer ce travail de thèse comme un premier défrichage, qui ouvre de nombreuses perspectives.

A court terme, il s'agira de continuer le travail d'assemblage du modèle hydrologique distribué, de manière à obtenir un modèle complet que l'on puisse appliquer sur la totalité du bassin de la Fontaine du Theil. Cela passera par l'ajout et la connexion aux autres modules d'un module représentant les écoulements dans le réseau hydrographique, qui n'est pas complètement finalisé au moment où l'on écrit cette thèse, ainsi que par l'approfondissement des développements effectués pour le calcul des transferts latéraux. On pense notamment à des tests de sensibilité aux différents paramètres du module d'interface, à sa confrontation à un modèle numérique 2D ou 3D sur des cas-tests virtuels et à la comparaison à des données expérimentales.

A plus long terme, on pourra poursuivre la validation des modules de drainage et de haie (comparaison à données expérimentales et analyses de sensibilité), et envisager la construction d'autres modules représentant le fonctionnement des bandes enherbées ou des fossés, vis-à-vis des transferts

d'eau et de pesticides. L'ajout de modules de processus supplémentaires tels que le ruissellement, ou les transferts dans la nappe profonde devrait permettre, à terme, la mise au point dans la plateforme LIQUID de plusieurs modèles hydrologiques distribués complets, intégrant les transferts de produits phytosanitaires dans toutes leurs composantes et adaptés à différents contextes.

Apports scientifiques

Au-delà de la mise au point des outils, les apports scientifiques de ce travail sont essentiellement d'ordre méthodologique sur la question de la modélisation hydrologique.

En premier lieu, l'effort de synthèse effectué sur les processus dominants en jeu dans certains types d'aménagements hydro-agricoles, et matérialisé par les modules simplifiés, est un premier pas pour aboutir à des **représentations pertinentes** de ces objets, en termes d'échelles temporelle et spatiale, vis-à-vis des transferts d'eau et de produits phytosanitaires.

L'assemblage d'un modèle de bassin versant à l'aide de ces modules n'a pu être mené que partiellement au cours de cette thèse. Cependant, le fait de pouvoir positionner dans l'espace ces représentations simplifiées, même imparfaites, un peu à la manière d'un puzzle, offre la possibilité d'**articuler les processus** les uns par rapport aux autres, et ainsi d'estimer leur hiérarchisation et leurs interactions. Par l'application à des cas de terrain et la réalisation de tests de scénarios, on a ainsi un moyen de faire progresser la connaissance sur les différents processus en jeu à l'échelle d'un bassin versant (notamment les voies de contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires) et de faire émerger des propriétés plus globales.

Cette démarche est par ailleurs complémentaire des travaux de recherche spécifiques qui peuvent être menés sur tel ou tel type d'aménagement. En effet, la modélisation simplifiée s'en nourrit, comme cela a été fait ici. En retour, la modélisation à l'échelle du bassin peut faire apparaître des lacunes ou des interrogations, suggérant par là même de nouvelles pistes pour des investigations à fine échelle. Elle peut également fournir des conditions aux limites.

De manière plus générale, la démarche de modélisation mise en œuvre au cours de cette thèse et présentée ici peut ainsi constituer une contribution aux travaux menés sur la problématique du **changement d'échelle** en modélisation hydrologique distribuée. En effet, elle se fonde sur l'extraction et la conceptualisation de processus dominants dans des entités constitutives du paysage agricole, à une **échelle intermédiaire** entre le très local (case lysimétrique, échantillon de sol) ou le déjà plus global (versant ou sous-bassin). De plus, elle propose une ébauche de méthode permettant de mettre en cohérence ces processus.

Ces réalisations ont largement été rendues possibles par l'utilisation de la plate-forme de modélisation environnementale LIQUID. Cet outil s'est avéré bien adapté pour aborder les questions de représentations et hiérarchisations de processus à différentes échelles. En effet, l'utilisation de LIQUID a permis de s'affranchir, pour chaque élément considéré, de contraintes d'échelles spatiales ou temporelles non directement liées aux processus. On a ainsi pu éviter l'enfermement dans un mode de représentation.

De plus, on a pu commencer à dépasser l'opposition présentée comme classique dans la littérature entre la modélisation dite à base physique et la modélisation dite conceptuelle (Beven, 1989), puisqu'on a vu que LIQUID permet de faire communiquer, dans un même modèle, plusieurs modules de conceptions différentes, de manière cohérente et conforme à la physique et au fonctionnement des systèmes naturels.

Enfin, et c'est une dimension qui n'a pas nécessairement pu être abordée au cours de ce travail faute de temps, mais qui le sera très rapidement, on peut dans LIQUID remplacer une représentation par une autre relativement facilement (en changeant de module), ce qui permettra d'étudier l'influence de ces changements de représentations et d'échelles sur l'hydrologie d'un bassin versant.

On voit donc que les potentialités des plate-formes de modélisation environnementale (et de LIQUID en particulier) dépassent le strict cadre de cette thèse et de la problématique de la pollution par les produits phytosanitaires.

Perspectives de recherche

A la lumière de cette analyse et au-delà des perspectives concrètes pour la poursuite des développements dans la plate-forme LIQUID qui ont déjà été énoncées, on a pu identifier deux questions scientifiques ouvertes par ce travail de thèse.

Perspective de modélisation : la question des couplages

La première question concerne les couplages entre les différents processus. Cette question est traitée, notamment du point de vue de l'analyse numérique, pour des modèles hydrologiques classiques. Il s'agit alors d'étudier comment on peut optimiser la résolution conjointe d'équations représentant des processus différents.

On a pu voir que ce problème n'est pas vraiment abordé dans le cadre des plate-formes de modélisation, pour lesquelles des contraintes supplémentaires apparaissent, liées aux exigences d'évolutivité et d'adaptabilité, qui doivent permettre de changer un module par un autre ou une représentation de processus par une autre sans mettre à bas tout le travail de couplage. Dans ce travail de thèse, on a proposé un prototype de solution permettant un couplage *a minima* par un calcul très simple

de flux latéral saturé. Cela constitue une première ébauche, une base de travail pour la suite, mais il serait bon d'approfondir cette question, notamment avec la collaboration de numériciens.

Cela pourra déboucher sur la définition de « bonnes pratiques » de couplage, en fonction notamment des échelles et degrés de conceptualisation propres à chaque module.

Perspective d'expérimentation : réflexion sur les données de validation

La seconde question est liée à l'application de modèles hydrologiques distribués construits à l'aide de plate-formes de modélisation environnementale. Ces modèles ont en effet besoin de données. Il serait intéressant de réfléchir sur leurs modalités de paramétrisation et de validation, et sur la définition de protocoles expérimentaux adaptés. Ces questions sont déjà abordées par la communauté scientifique (Beldring *et al.*, 1999; Varado, 2004). On donne ici quelques illustrations sur le type de réflexion à mener.

Les données incontournables pour la mise en œuvre d'un modèle hydrologique distribué, quel qu'il soit, sont le modèle numérique de terrain, les cartes d'occupation du sol et les données de profondeur des sols, ainsi que des caractéristiques pédo-climatiques générales. L'estimation des autres paramètres, principalement les paramètres décrivant les propriétés des sols, est rendue d'autant plus difficile que chaque module a une représentation des propriétés du sol qui lui est propre. Selon la nature plus ou moins conceptuelle de ces modules, les paramètres ne sont, de plus, pas nécessairement estimables par mesure directe.

On peut alors se demander dans quelle mesure s'appuyer sur les validations de modules effectuées à l'échelle locale, et donc sur les jeux de paramètres déterminés à cette occasion pour tel ou tel contexte pédo-climatique. Pour des modules simplifiés de types aménagements hydro-agricoles, la réutilisation de ces jeux de paramètres pourrait constituer une solution. Pour d'autres modules plus classiques, par exemple pour ceux résolvant l'équation de Richards et a priori moins liés à une échelle spatiale particulière, la réponse est moins claire. Des conductivités et des courbes pression-humidité sont mesurables sur le terrain. Cependant, ces mesures sont effectuées en général sur des échantillons de petite taille, ce qui fait que les valeurs obtenues ne sont pas nécessairement représentatives des échelles effectives sur lesquelles ces paramètres seront utilisés. Ils peuvent toutefois donner des ordres de grandeur.

Pour la validation, on se retrouve confronté au problème de la distorsion d'échelle entre échelle de modélisation et échelle d'observation. En effet, les données expérimentales sont souvent des données ponctuelles qu'il n'est pas possible de comparer directement aux sorties de la modélisation qui sont déjà intégrées sur une surface ou un volume plus important. Par exemple, la hauteur de la nappe dans une parcelle agricole sur laquelle s'appuie une maille correspond à une hauteur représentative dans

cet élément, qui n'est pas nécessairement la valeur que l'on peut mesurer à l'aide d'un piézomètre au centre de la parcelle. Cependant, des points de mesure ponctuels (piézométrie, humidité des sols par exemple) restent utiles car ils permettent d'obtenir des éléments de validation qualitatifs : amplitude et dynamique des variations de niveaux de nappe par exemple. Pour être plus précis et mieux faire correspondre les valeurs simulées par le modèle et mesurées, dans le cas de piézométrie par exemple, il faudrait envisager un échantillonnage : mise en place et suivi d'un nombre significatif de piézomètres sur un élément, ou réalisation d'une campagne géophysique permettant d'établir à un instant donné une cartographie de la profondeur de la nappe sur un ou plusieurs éléments.

Les débits sont par contre des données mesurables intégratrices, représentatives du fonctionnement hydrologique d'une zone entière et non d'un point. Ils peuvent être donc confrontés directement aux résultats du modèle. La clef serait alors de disposer de plusieurs points de mesure (correspondant à des sous-bassins par exemple), de manière à permettre une validation plus complète.

Annexes

Annexe A

Données disponibles sur le bassin versant de la Fontaine du Theil

Origine des données

Les données expérimentales du bassin versant de la Fontaine du Theil ont été acquises dans deux cadres distincts :

1. l'action pluriannuelle « Pratiques agricoles durables et qualité des eaux », placée sous la maîtrise d'ouvrage d'Arvalis-Institut du Végétal avec le partenariat de l'Union des Industries de Protection des Plantes et la Chambre d'Agriculture d'Ille-et-Vilaine¹ et visant prioritairement les pesticides (Maillet-Mezeray et Marquet, 2004) ;
2. le contrat de plan Etat-Région Bretagne 2000-2006 (Bordenave *et al.*, 2005a) et le projet européen AgriBMPWater (Turpin *et al.*, 2005), portant sur les flux d'azote.

L'objectif du programme d'Arvalis et de l'UIPP était de tester en grandeur nature l'application de nouvelles pratiques pour lutter contre les pollutions, à des coûts acceptables pour les agriculteurs (Bibard *et al.*, 2001). Au niveau des données, on avait donc besoin :

- d'éléments permettant d'établir des mesures de réduction des pollutions adaptées aux caractéristiques des différentes zones du bassin ;
- de moyens d'évaluer l'efficacité de ces mesures.

Pour le premier aspect, les actions suivantes ont été conduites :

- diagnostic CORPEN parcelle par parcelle et classement des parcelles à risques sur la base d'observations empiriques (Thierry *et al.*, 2000) ;

¹Ce projet implique également l'ENSAR, le CEMAGREF, l'INRA, le SRPV Bretagne, le Conseil Supérieur de la Pêche, les collectivités territoriales de la région Bretagne (Mairies, Conseil Général, Conseil Régional) et des acteurs locaux.

- diagnostic agro-pédologique effectué par la Chambre d'Agriculture d'Ille et Vilaine selon la classification *4 critères* (Montagne, 1998) ;
 - acquisition de données topographiques réalisée par des étudiants de l'ENSAR (Heuclin, 1998).
- Pour permettre ensuite le suivi, le site a fait l'objet d'une instrumentation fixe comprenant :
- une station pluviométrique ;
 - une station débitmétrique à l'exutoire du bassin versant ;
 - un préleveur d'échantillons permettant l'analyse des concentrations de différents produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin également.

En outre, des enquêtes ont régulièrement été réalisées auprès des agriculteurs, permettant de suivre l'évolution du parcellaire, des pratiques culturales et des applications de produits (Thierry *et al.*, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004).

Les travaux menés par Bordenave *et al.* (2005a) dans le cadre du contrat de plan Etat-Région portaient sur la modélisation des flux d'azote, dans une perspective davantage orientée vers la recherche (thèse de F.Oehler, 2006). En conséquence l'effort d'instrumentation a porté sur :

- l'affinement du suivi hydrologique par rapport à celui pratiqué par Arvalis ;
- la mesure des concentrations en nitrates.

Le premier point s'est traduit par l'équipement d'une station de mesure de débits supplémentaire sur la rivière, située à un point intermédiaire, ainsi que par l'installation progressive de 9 piézomètres entre 2001 et 2004. On laissera de côté le deuxième point, qui ne fait pas l'objet du travail de thèse présenté ici. Une topographie complémentaire a également été réalisée, ainsi qu'un travail de géoréférencement et d'organisation des données qui a conduit à l'élaboration d'un premier Système d'Information Géographique (Bordenave *et al.*, 2005b).

Enfin, le jeu de données disponibles a été complété par l'acquisition de chroniques d'évapotranspiration auprès de Météo-France.

Synthèse des données disponibles

On dispose donc finalement des données suivantes :

1. Données géographiques :

- Modèle numérique de terrain (grille régulière au pas d'espace 5 m) ;
- Cartes géoréférencées du parcellaire, du réseau de haies et talus, du réseau hydrographique et des fossés, incluant leur évolution de 1998 à 2004 (redécoupage des parcelles, création de bandes enherbées, arasement de talus...).

2. Données agro-pédologiques :

- Carte pédologique établissant des zones de caractéristiques homogènes selon la classification dite *4 critères* ;
- Base de données des pratiques culturales (rotation des cultures, opérations culturales, dates des traitements, nature et quantités de produits employés) de 1998 à 2004.

3. Données météorologiques et hydrologiques :

- Pluviométrie journalière de 1998 à 2004 ;
- Evapotranspiration potentielle journalière de 1998 à 2004 ;
- Débits à l'exutoire au pas de temps 5 minutes à ces mêmes dates ;
- Hauteurs d'eau et vitesses sur une station intermédiaire, au pas de temps de 5 minutes de juin 1999 à août 2003. Il s'agit cependant de données brutes qui n'ont pas été converties en débits ni validées ;
- Concentration en produits (23 molécules recherchées) à l'exutoire par échantillonnage asservi au débit à un pas de temps journalier ou hebdomadaire selon la période de l'année, de 1998 à 2004 ;
- Niveaux piézométriques sur 6 points formant un transect de 2001 à 2004 au pas de temps de 5 minutes. On dispose également de mesures manuelles au pas de temps mensuel sur ces 6 points, ainsi que sur 3 autres piézomètres mis en service uniquement en 2004.

La base de données *Theil*

Les données recueillies se présentaient sous des formats épars (fichiers ASCII, classeurs Excel, fichiers au format Arcview). Un important travail de tri et de structuration de ces données a été réalisé par Spatola (2005), dans le cadre de son stage de Master (SIG et Gestion de l'Espace, Université de Saint-Etienne). Dans l'objectif d'organiser l'ensemble de ces données dans une structure stable et pérenne, elle a construit une base de données spécifique, la base *Theil*, en utilisant le Système de Gestion de Bases de Données PostgreSQL/PostGIS (voir annexe C).

Cette solution technique s'est imposée pour plusieurs raisons :

- on souhaitait stocker l'ensemble des chroniques (dont certaines sont très longues - plus de 800 000 enregistrements - étant donnée la finesse des pas de temps) et les données géographiques sur un seul et même support. Cela n'était pas possible dans Arcview ; il aurait alors fallu passer par une connexion dynamique avec Microsoft Access, peu pratique. Par ailleurs, le nombre d'enregistrements maximal dans Access est trop faible (30 000 seulement).
- l'hébergement de cette base Theil sur un serveur collectif permettait de meilleures conditions de sauvegarde et d'accès aux données (y compris à distance) que l'archivage sur le disque dur d'un ordinateur de bureau.

La base Theil contient toutes les données validées énumérées ci-dessus. Elle est structurée se-

lon le modèle conceptuel de données présenté figure A.1. Cette structuration des données permet notamment de suivre l'évolution du découpage du parcellaire et des rotations de cultures.

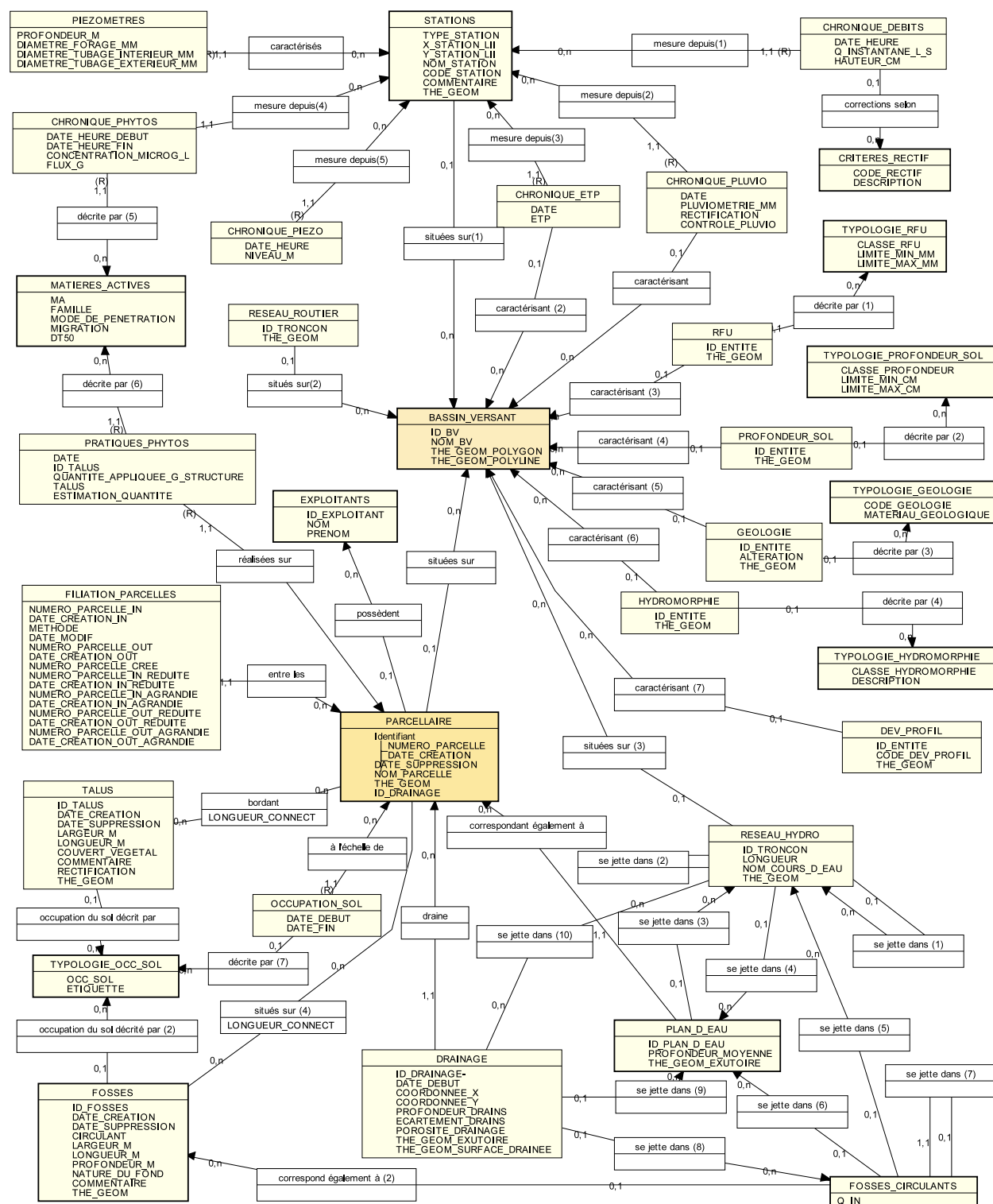


FIG. A.1 – Modèle conceptuel de données de la base *Theil*.

Annexe B

Concepts de la programmation orientée objet

L'approche orientée objet, qui est apparue dès la fin des années 70 en informatique, permet de représenter un système comme un ensemble d'entités discrètes appelées *objets*. Chaque objet est caractérisé par ses données ou *attributs* (ses caractéristiques) et ses *méthodes* (ses comportements possibles, qui agissent sur les données). Une *classe* est une structure informatique qui définit un type d'objet (par ses attributs et ses méthodes). Tous les objets de ce type sont appelés des *instances* de la classe. On peut ainsi construire des modèles vraiment modulaires. Les concepts de base de l'approche orientée objet sont par ailleurs les suivants :

- l'*encapsulation*, qui permet de masquer les états et propriétés internes d'un objet pour ne laisser accessibles par l'extérieur que les propriétés utiles et désirées (son interface). Cela assure réellement l'indépendance des objets et facilite leur manipulation ;
- l'*héritage*, qui permet à un objet de dériver d'un autre et d'hériter de toutes ses propriétés, ce qui facilite la réutilisation et l'extensibilité du code ;
- le *polymorphisme*, qui offre la possibilité à plusieurs objets de natures différentes d'exposer une interface identique au système, et ainsi répondre à un même message d'une manière qui leur est propre. Cela permet de simplifier la communication entre objets.

La figure B.1 illustre ces concepts dans le cas d'un écosystème lacustre très simple. Dans le lac, on trouve des plantes, des poissons et des oiseaux, qui sont des instances des classes Plante, Poisson et Oiseau. Les *attributs* du lac sont sa profondeur, sa superficie, sa température, sa teneur en oxygène... La plante est pourvue d'un système (une *méthode*) qui lui permet de faire de la photosynthèse. Cependant, cette propriété est encapsulée : le poisson, qui se nourrit de la plante mais n'est absolument pas concerné par la photosynthèse, n'y a pas accès et ne peut pas la modifier. De plus, par héritage de la classe Poisson on peut créer la classe Brochet. Un brochet hérite ainsi de toutes les caractéristiques des poissons. Cela ne l'empêche pas d'avoir ses caractéristiques propres,

comme le fait de pouvoir chasser. Enfin, le poisson et l’oiseau disposent tous deux d’une méthode qui leur permet de se déplacer (méthode éponyme). A un seul nom correspondent pourtant des comportements bien différents selon le type d’animal : un oiseau vole alors qu’un poisson nage.

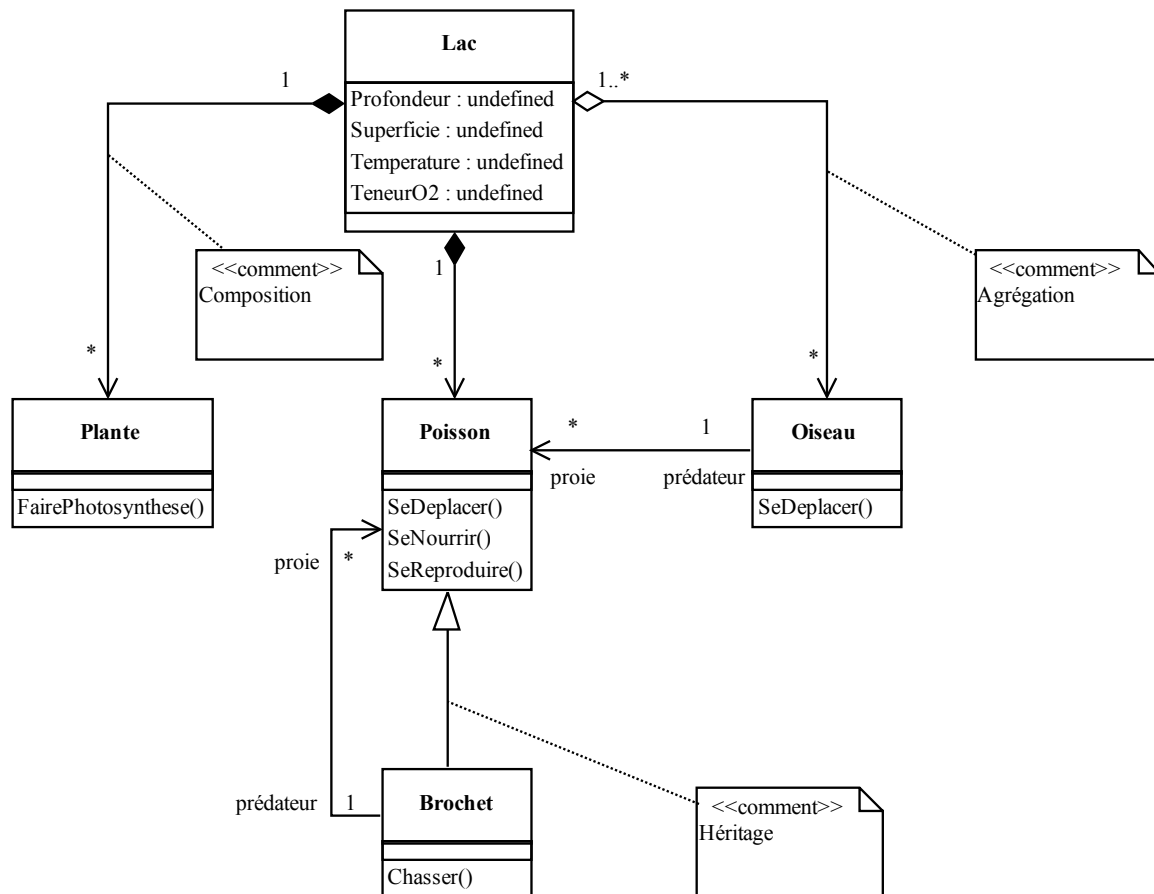


FIG. B.1 – Diagramme de classe d’un écosystème lacustre.

La figure B.1 est appelée un *diagramme de classe* selon le formalisme UML¹. Un diagramme de classe permet de décrire l’organisation du système que l’on souhaite modéliser : la structure des objets qui le composent et leurs associations. On représente les différentes classes, leurs attributs et leurs méthodes. Les associations sont des liens stables entre les objets.

Le sens de lecture est le suivant : l’élément vers lequel pointe la flèche est contenu dans l’élément duquel part la flèche. Par exemple, les plantes, les poissons et les oiseaux sont contenus dans le lac. Lorsque l’association est une *composition*, c’est-à-dire que la destruction du contenant entraîne la destruction des éléments associés, on représente un losange noir du côté du contenant. C’est le cas

¹Unified Modelling Language : il s’agit d’un langage graphique standardisé permettant de décrire des systèmes selon l’approche orientée objet.

pour les plantes et les poissons, puisque ceux-ci meurent si le lac vient à disparaître. Par contre, les oiseaux ne meurent pas et peuvent le cas échéant se déplacer vers un autre lac : on a une relation dite d'*agrégation*, représentée par un losage blanc du côté du contenant.

On peut définir des *cardinalités*, qui décrivent le nombre d'instances concernées par une association donnée : par exemple, les plantes et les poissons appartiennent à un seul lac. De son côté, un lac peut contenir un nombre quelconque de poissons et plantes, ce qui est symbolisé par une étoile. Les oiseaux peuvent par contre appartenir à plusieurs lacs différents. Enfin, on peut préciser le rôle que joue chaque objet dans une association : par exemple proie ou prédateur pour le cas de l'oiseau et du poisson.

En plus du diagramme de classe, UML propose d'autres modèles pour représenter l'ensemble des facettes d'un système. Ceux-ci ne sont pas décrits ici. On peut se reporter à la littérature spécialisée pour plus d'information.

Les langages de programmation orientés objet, comme Java, C++ ou C# pour n'en citer que quelques uns, permettent, à partir des concepts énoncés ici, de concevoir et mettre en œuvre (on dit aussi implémenter) des systèmes informatiques parfois très complexes. Ces langages sont très utilisés actuellement pour toutes sortes d'applications. Pour le langage C++, on emploie parfois les termes *variables membres* et *fonctions membres* pour désigner respectivement les attributs et les méthodes d'une classe.

Annexe C

Le SGBDR PostgreSQL/PostGIS

PostgreSQL est un système de gestion de bases de données relationnelles (SGBDR).

Une base de données relationnelle est un ensemble d'informations structurées de manière à éviter au maximum les redondances. Lorsqu'on construit une base de données relationnelle, on organise les données dans des tables, qui sont caractérisées par leurs champs ou attributs. Ces champs définissent les types de données contenues par la table et leur format (chaîne de caractères, date, nombre). Dans une base de données relationnelle, les tables sont généralement liées les unes aux autres (par des clefs), de manière à éviter des problèmes de perte d'information et à accélérer les recherches.

Un Système de Gestion de Bases de Données est un logiciel qui joue le rôle d'interface entre les utilisateurs et la base de données. Il permet de décrire, manipuler et interroger les données d'une base de données. Pour cela, il a recours à des commandes appelées requêtes, qui sont écrites dans un langage standard, le SQL.

PostgreSQL¹ est un logiciel libre, robuste et puissant, largement utilisé pour le stockage et la gestion de données dans toutes sortes de domaines. Le nombre d'enregistrements stockables dans une même table n'est pas limité (alors qu'il est limité à 30 000 pour Microsoft Access, à titre de comparaison). Il fonctionne sur diverses plate-formes matérielles et sous divers systèmes d'exploitation, dont Windows. Un logiciel attaché, PgAdmin, permet de disposer d'une interface graphique pour la manipulation des bases et des données. Par ailleurs, PostgreSQL fonctionne selon une architecture client/serveur : il est constitué de deux parties, une partie serveur qui héberge les bases de données et traite les requêtes des clients, et une partie client qui doit être installée sur toutes les machines nécessitant d'accéder au serveur de base de données. Cela permet d'avoir un accès aux données depuis des postes distants.

PostgreSQL présente par ailleurs l'avantage de disposer d'une extension spatiale : l'extension

¹<http://www.postgresql.org/>

PostGIS, qui suit les spécifications du standard international OpenGIS². PostGIS permet d'insérer dans les tables, outre des données de types traditionnels (numérique, chaîne de caractères, dates/heures . . .), des données géographiques au format vecteur (points, lignes, polygones). Un ensemble de fonctions permet la manipulation de ces objets géographiques : calculs de distances, de surfaces, intersections d'objets pour citer quelques exemples. Les données au format raster ne sont par contre pas encore directement manipulables, mais peuvent être stockées dans les tables comme des images.

Ainsi, l'ensemble PostgreSQL/PostGIS est finalement l'équivalent d'un SIG, avec les grandes capacités de stockage des bases de données en plus (en termes de nombre d'enregistrements). Cela en fait une très bonne solution pour stocker dans une seule structure l'ensemble des données d'un bassin versant. Par ailleurs, des commandes permettent la compatibilité de PostGIS avec le format vectoriel shape d'ESRI (logiciel ArcView).

²<http://www.opengeospatial.org/>

Annexe D

Les modules INPUT, OUTPUT et FCA

Le module INPUT

Le module INPUT permet tout simplement de stocker des chroniques dans des tables, sur deux champs (date/heure et valeur), et de les lire ensuite au cours de la simulation. Lorsque les valeurs contenues dans les tables changent, le solveur de INPUT les signale aux modules connectés grâce à son signal `m_sigData`, sans réaliser aucun calcul.

Le schéma de données de INPUT est constitué de deux tables : dans la première, les différentes instances de solveur d'une même instance de INPUT sont définies par un numéro d'identifiant et une géométrie. Dans la seconde, on stocke les chroniques correspondant à chaque instance de solveur. Chaque instance de solveur dispose donc de sa géométrie et de sa propre chronique. Pour donner un exemple concret, dans le cas d'une instance de INPUT appelée *Pluie*, on définira dans la table autant d'instances de solveur que de stations pluviométriques. Chaque géométrie correspondra à celle de la zone sur laquelle les données pluviométriques de chaque station devront s'appliquer.

Le module OUTPUT

Le module OUTPUT permet d'écrire des données dans des fichiers ASCII, selon le format suivant : numéro de solveur, date et valeur. Le numéro de solveur correspond à celui de l'instance du module de processus dont on veut enregistrer les sorties. Il suffit pour cela de connecter le signal voulu de l'instance d'un module de processus (par exemple `FRER1D`) au slot `OnDataChange()` d'une instance d'OUTPUT. Trois options sont possibles pour l'écriture des sorties : instantané (écriture dans le fichier à chaque nouvelle valeur reçue, quel que soit le pas de temps), pas de temps fixe (écriture des valeurs à pas de temps réguliers en s'appuyant sur les dernières valeurs reçues), et enfin cumulé (intégration par le pas de temps). La dernière option n'a évidemment de sens que pour des flux.

Le schéma de données d'OUTPUT comporte également deux tables. Dans la première, on définit les différentes instances de solveur et les géométries correspondantes. Dans la seconde, on définit le chemin vers le fichier et l'option d'écriture dans ce fichier. Les géométries ne sont pour le moment pas utilisées.

Le module FCA

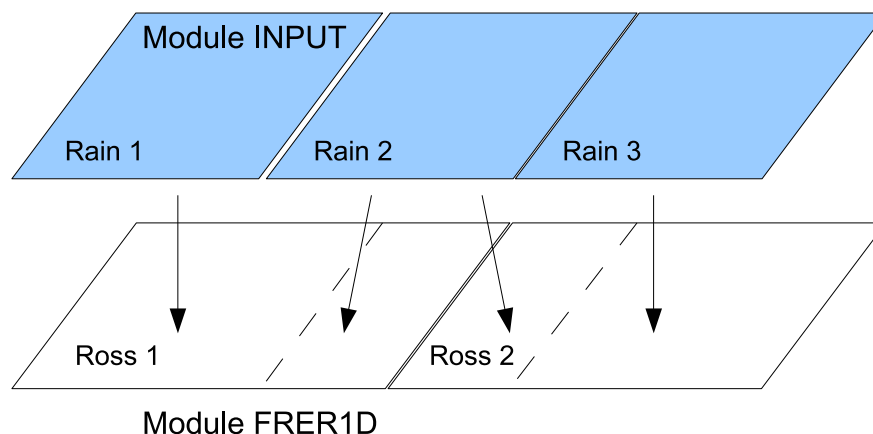


FIG. D.1 – Cas typique d'application du module FCA.

Le module FCA permet la pondération de flux surfaciques tels que la pluie et l'évapotranspiration potentielle, en fonction des géométries sur lesquelles ces flux sont définis (géométries d'entrée), et des géométries sur lesquelles ces flux doivent d'appliquer (géométries de sortie, qui correspondent typiquement aux géométries d'un module de processus). Pour une instance de FCA donnée, correspondant à la connexion entre deux instances de module, le nombre d'instances de solveur est égal au nombre de géométries de sortie. Chaque instance de solveur FCA est reliée à chaque entrée via un coefficient de pondération compris entre 0 et 1, défini par :

$$\text{coefficient} = \frac{\text{surface de l'intersection entrée/sortie}}{\text{surface de sortie}}$$

et qui est calculé automatiquement par le préprocesseur de FCA.

Par exemple pour le cas schématiquement présenté figure D.1, on aura deux solveurs FCA. Le premier solveur FCA sera lié à la géométrie de Ross1. Les coefficients de pondération pour ce solveur seront respectivement 2/3, 1/3 et 0 pour les solveurs du module INPUT Rain1, Rain2 et Rain3. Pour le second solveur, ce seront 0, 1/3 et 2/3. Au cours de la simulation, les flux appliqués sur les solveurs Ross1 et Ross2 via FCA seront pondérés par ces mêmes coefficients.

Annexe E

Principes du modèle hydrologique distribué TNT2

Le modèle hydrologique TNT2 pour Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation est un modèle développé pour la simulation des transferts de nitrates dans de petits bassins versants ruraux en Bretagne. Il a été appliqué sur les bassins expérimentaux de Kervidy (Beaujouan *et al.*, 2002; Viaud *et al.*, 2005), ainsi que sur le bassin de la Fontaine du Theil (Oehler, 2006). Il reprend les principes du modèle TOPMODEL (Beven, 1984) ainsi que du modèle agronomique STICS (Brisson *et al.*, 1998). Il est décrit en détails par Beaujouan (2001) et Beaujouan *et al.* (2002). L'objectif de cette annexe est juste de décrire les principes de ce modèle pour le calcul et le transfert des flux d'eau.

TNT2 travaille au pas de temps journalier sur des mailles carrées régulières de $20\text{ m} \times 20\text{ m}$ issues d'un modèle numérique de terrain. Le fonctionnement de chaque maille est identique et résumé par le schéma fonctionnel représenté Fig. E.1.

Verticalement, chaque maille est divisée en deux couches, le sol (qui peut lui-même être subdivisé en deux couches, la couche de surface et la couche intermédiaire, non représentées sur la figure), et la zone d'altérites ou régolithe qui recouvre le substrat géologique. Dans chaque couche, la porosité du sol est divisée en porosité de rétention et porosité de drainage. Ces porosités caractérisent les propriétés du sol. La porosité de rétention est subdivisée en cellules. Dans la zone de porosité de drainage, appelée aussi compartiment de nappe, les échanges latéraux saturés de la maille sont calculés sur le principe de TOPMODEL, en utilisant dans la loi de Darcy le gradient topographique pour gradient hydraulique et une conductivité décroissant exponentiellement en fonction de la profondeur de la nappe. Dans la zone de porosité de rétention ou compartiment d'infiltration, l'infiltration verticale est calculée selon le schéma du modèle STICS en considérant les cellules comme des réservoirs se déversant par débordement les uns dans les autres. L'évapotranspiration est prélevée dans les

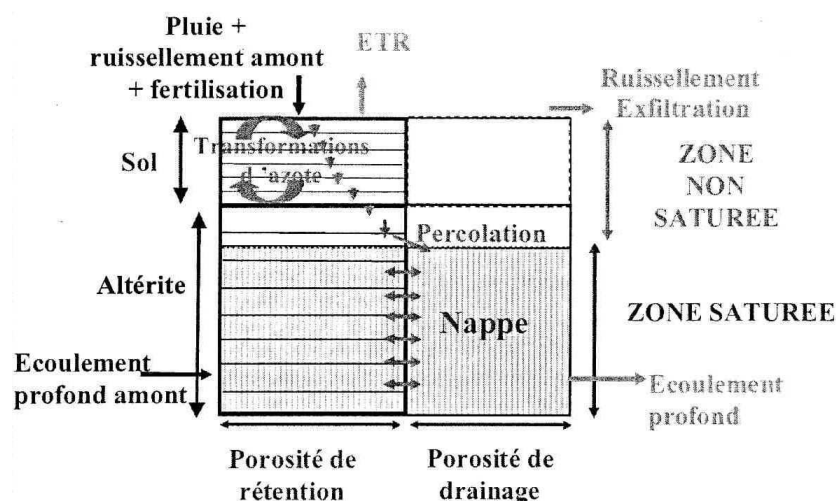


FIG. E.1 – Schéma fonctionnel du modèle TNT2 reproduit d'après Beaujouan (2001).

cellules de porosité de rétention de la couche sol.

A chaque pas de temps, un bilan de masse en volume est calculé sur les deux compartiments selon les étapes suivantes :

1. mise à jour de la quantité d'eau dans le compartiment de nappe en ajoutant le volume latéral issu de la maille amont et le volume percolé au pas de temps précédent du compartiment d'infiltration ;
2. calcul du volume latéral qui sera transmis à la maille aval, du volume exfiltré en cas de débordement et remise à jour de la quantité d'eau dans le compartiment de nappe ;
3. calcul de la hauteur de la nappe, remplissage des cellules de porosité de rétention situées en-dessous de ce niveau et remise à jour de la quantité d'eau dans le compartiment de nappe ;
4. prise en compte dans la porosité de rétention des volumes apportés en surface : pluie, exfiltration et ruissellement issus de la maille amont. Ce volume entrant est stocké dans la porosité de rétention située au-dessus du niveau de la nappe ; l'excédent constitue le volume de percolation qui rechargera la nappe au pas de temps suivant ou si la porosité de drainage est pleine le ruissellement qui est évacué vers la maille aval ;
5. prélèvement du volume d'eau correspondant à l'évapotranspiration dans la porosité de rétention de la couche sol selon les règles décrites en 5.1.2.3 pour l'adaptation aux haies de TNT2 et calcul de la remontée capillaire.

Annexe F

Solution numérique de Ross pour le module FRER1D

Cette annexe présente le principe de la méthode numérique de Ross (2003) pour la résolution de l'équation de Richards en 1 dimension. Pour de plus amples détails, on pourra se référer à l'article.

On considère une colonne de sol divisée en n couches d'épaisseurs Δx_i . Le centre de chaque couche est un nœud de calcul, et la distance entre les noeuds de calcul est notée Δz_i . q_i est le flux à l'interface entre les cellules i et $i + 1$.

Les variables principales de calcul sont les variations des degrés de saturation dans chaque cellule, notées ΔS_i et calculées à chaque pas de temps.

Obtention du système d'équations

Le bilan de masse dans la cellule i s'écrit à chaque instant :

$$\frac{dV_i}{dt} = q_{i-1} - q_i \quad (\text{F.1})$$

où V_i est le volume d'eau (en 1 dimension) de la colonne égal à :

$$V_i = \Delta x_i \theta_{si} S_i \quad (\text{F.2})$$

avec θ_{si} teneur en eau à saturation de la cellule et S_i degré de saturation de cette cellule. Entre t et $t + \Delta t$, on évalue les flux au temps $\sigma \Delta t$, avec $\sigma \in [0, 1]$:

$$\frac{\Delta V_i}{\Delta t} = q_{i-1} |^\sigma - q_i |^\sigma \quad (\text{F.3})$$

Un développement limité au premier ordre, en supposant que q_i dépend uniquement des degrés de saturation des couches i et $i + 1$, permet d'écrire :

$$q_i |^\sigma = q_i |^0 + \sigma \left(\frac{\partial q_i}{\partial S_i} \Delta S_i + \frac{\partial q_i}{\partial S_{i+1}} \Delta S_{i+1} \right) \quad (\text{F.4})$$

En remplaçant F.2 et F.4 dans F.3, on obtient pour $i \in [1, n]$:

$$a_i \Delta S_{i-1} + b_i \Delta S_i + c_i \Delta S_{i+1} = d_i \quad (\text{F.5})$$

Les coefficients sont définis par :

$$\begin{cases} a_i = \frac{\partial q_{i-1}}{\partial S_{i-1}} \\ b_i = \frac{\partial q_{i-1}}{\partial S_i} - \frac{\partial q_i}{\partial S_i} - \frac{\Delta x_i \theta_s i}{\sigma \Delta t} \\ c_i = - \frac{\partial q_i}{\partial S_{i+1}} \\ d_i = \frac{q_{i-1}|^0 - q_i|^0}{\sigma} \end{cases} \quad (\text{F.6})$$

avec $a_1 = c_n = 0$

Dans le cas où les cellules sont saturées, on ne peut plus utiliser les ΔS_i comme variables de calcul : les S_i sont connus et égaux à 1, on a donc $\Delta S_i = 0$. On utilise donc à la place les variations du potentiel de Kirchhoff $\Delta \Phi_i$. Dans le cas saturé, la variation de volume d'eau de la cellule ΔV_i est nulle. En conduisant un développement limité analogue à F.4 mais en $\Delta \Phi_i$, et en remplaçant les termes dans le bilan de masse, on obtient donc pour tout i :

$$\frac{\partial q_{i-1}}{\partial \Phi_{i-1}} \Delta \Phi_{i-1} + \left(\frac{\partial q_{i-1}}{\partial \Phi_i} - \frac{\partial q_i}{\partial \Phi_i} \right) \Delta \Phi_i - \frac{\partial q_i}{\partial \Phi_{i+1}} \Delta \Phi_{i+1} = \frac{q_{i-1}|^0 - q_i|^0}{\sigma} \quad (\text{F.7})$$

Il s'agit donc de la même équation que F.5, avec des définitions différentes des coefficients a_i à d_i . Pour une colonne de sol saturée/non saturée, on obtient donc un système d'équations linéaires mixte en ΔS_i et $\Delta \Phi_i$.

Calcul des flux

Pour estimer les coefficients, on fait également appel au potentiel de Kirchhoff. Si on part de la loi de Darcy :

$$q = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \quad (\text{F.8})$$

On utilise alors la définition du potentiel de Kirchhoff :

$$\frac{d\Phi}{dh} = K(h) \quad (\text{F.9})$$

ce qui permet d'exprimer le flux sous la forme linéarisée suivante :

$$q = -\frac{\partial \Phi}{\partial z} + K \quad (\text{F.10})$$

On peut estimer le flux q_i à l'interface entre les cellules i et $i + 1$ par :

$$q_i = \frac{\Phi_i - \Phi_{i+1}}{\Delta z_i} + K_{i+1/2} \quad (\text{F.11})$$

où $K_{i+1/2}$ est la conductivité calculée à l'interface entre les cellules i et $i + 1$ au moyen d'un facteur de pondération ω :

$$K_{i+1/2} = \omega K_i + (1 - \omega) K_{i+1} \quad (\text{F.12})$$

Ce facteur ω est calculé pour chaque interface et à chaque pas de temps, en supposant que si le profil était hydrostatique, le flux serait nul. Cette condition assure un ω unique et ainsi une solution unique de la conductivité hydraulique à l'interface.

On obtient donc pour l'estimation des coefficients de la matrice :

$$\begin{aligned} \frac{\partial q_i}{\partial S_i} &= \frac{1}{\Delta z_i} \frac{d\Phi_i}{dS_i} + \omega \frac{dK_i}{dS_i} \\ \frac{\partial q_i}{\partial S_{i+1}} &= -\frac{1}{\Delta z_i} \frac{d\Phi_{i+1}}{dS_{i+1}} + (1 - \omega) \frac{dK_{i+1}}{dS_{i+1}} \end{aligned} \quad (\text{F.13})$$

et dans le cas d'une cellule saturée :

$$\begin{aligned} \frac{\partial q_i}{\partial \Phi_i} &= \frac{1}{\Delta z_i} \\ \frac{\partial q_i}{\partial \Phi_{i+1}} &= -\frac{1}{\Delta z_i} \end{aligned} \quad (\text{F.14})$$

Dans le cas des expressions de Brooks et Corey (1964) pour décrire les propriétés hydrodynamiques du sol, les dérivées $d\Phi/dS$ et dK/dS s'expriment de la façon suivante :

$$\frac{d\Phi}{dS} = (\eta - 1/\lambda) \frac{\Phi}{S} \quad \text{et} \quad \frac{dK}{dS} = \eta \frac{K}{S} \quad (\text{F.15})$$

L'utilisation conjuguée du potentiel de Kirchhoff pour écrire les flux et d'un facteur de pondération ω calculé à chaque pas de temps permet ainsi de calculer simplement et de manière unique les coefficients de la matrice, et donc de résoudre le système d'équations F.5 de manière non itérative, par simple inversion. Il existe des algorithmes spécifiques performants pour l'inversion de matrices tridiagonales. L'algorithme utilisé par Ross (2003) est l'algorithme de Thomas. Cela confère à la méthode numérique sa rapidité. La résolution se fait à pas de temps variable selon une condition sur la variation du degré de saturation des cellules.

Autres aspects

Accumulation d'eau à la surface du sol

En cas d'accumulation d'eau à la surface du sol ou *ponding* (par refus d'infiltration ou par saturation de l'ensemble de la colonne), il faut inclure une nouvelle variable dans le système d'équations, la hauteur de ponding h_0 . Les équations de bilan et de calcul de flux sont pour cette variable :

$$\begin{aligned} \frac{\Delta h_0}{\Delta t} &= q_{rain}|^\sigma - q_{evap}|^\sigma - q_0|^\sigma \\ q_0|^\sigma &= q_0|^0 + \sigma \left(\frac{\partial q_0}{\partial h_0}|^0 \Delta h_0 + \frac{\partial q_0}{\partial S_1}|^0 \Delta S_1 \right) \end{aligned} \quad (\text{F.16})$$

où q_{rain} et q_{evap} sont respectivement les flux de précipitation et d'évaporation.

Calcul de l'évaporation

- Le calcul de l'évaporation (hors transpiration des plantes) est effectué de la manière suivante :
- en cas de ponding : elle est égale à l'évapotranspiration potentielle ;
 - lorsqu'il pleut : elle est égale à l'évapotranspiration potentielle ;
 - en l'absence de pluie et de ponding : elle est calculée comme le minimum entre l'ETP et le flux maximal pouvant être extrait de la première cellule, en supposant $\Phi = 0$ à la surface.

Bibliographie

Bibliographie

(2000). Directive 2000/60/ce du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

ABBOTT, M., BATHURST, J., CUNGE, J., O'CONNEL, P. et RASMUSSEN, J. (1986a). An introduction to the european hydrological system, "SHE". 1 : History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of hydrology*, 87:45–59.

ABBOTT, M., BATHURST, J., CUNGE, J., O'CONNEL, P. et RASMUSSEN, J. (1986b). An introduction to the european hydrological system, "SHE". 2 : Structure of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of hydrology*, 87:61–77.

ADAMIADÉ, C. (2004). *Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.

AMBROISE, B. (1991). Hydrologie des petits bassins versants ruraux en milieu tempéré - processus et modèles. In INRA, éditeur : *Les flux dans les volumes pédologiques et à leurs limites : approches à l'échelle spatiale du bassin versant*, Dijon, France.

ARGENT, R. (2004). An overview of model integration for environmental applications - components, frameworks and semantics. *Environmental Modelling and Software*, 19:219–234.

ARGENT, R., GRAYSON, R., PODGER, G., RAHMAN, J., SEATON, S. et PERRAUD, J. (2005). E2 - a flexible framework for catchment modelling. In ZERGER, A. et ARGENT, R., éditeurs : *MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation*, pages 594–600, Melbourne, Australia. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand.

ARGENT, R., VOINOV, A., MAXWELL, T., CUDDY, S., RAHMAN, J., SEATON, S., VERTESSY, R. A. et BRADDOCK, R. (2006). Comparing modelling frameworks - A workshop approach. *Environmental Modelling and Software*, 21(7):895–910.

ARLOT, M.-P. (1999). *Nitrate dans les eaux : drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.

- ARNOLD, J. et FOHRER, N. (2005). Swat2000 : Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19(3):563–572.
- AUBERTOT, J., BARBIER, J., CARPENTIER, A., GRIL, J., GUICHART, L., LUCAS, P., SAVARY, S., SAVINI, I. et VOLTZ, M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport technique Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France).
- AUGEARD, B. (2006). *Mécanismes de genèse du ruissellement sur sol agricole drainé sensible à la battance. Etudes expérimentales et modélisation*. Thèse de doctorat, ENGREF, Paris.
- BACH, M., SCHRÖTER, K. et OSTROWSKI, M. (2006). Possibilities of water quality models for the implementation of the eu water framework directive. *In 7th international conference on Hydroinformatics*, volume 1, pages 48–55, Nice, France.
- BANTON, O. et LAROCQUE, M. (1997). Agriflux 2.0 - user's manual. Rapport technique, INRS-Eau, Quebec, Canada.
- BEAUJOUAN, V. (2001). *Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Application à de petits bassins versants agricoles*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- BEAUJOUAN, V., DURAND, P., RUIZ, L., AUROUSSEAU, P. et COTTERET, G. (2002). A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes*, 16(2):493–507.
- BELDRING, S., GOTTSCHALK, L., SEIBERT, J. et TALLAKSEN, L. (1999). Distribution of soil moisture and groundwater levels at patch and catchment scales. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99:305–324.
- BEVEN, K. (1984). Testing a physically-based flood forecasting model (TopModel) for three U.K catchments. *Journal of Hydrology*, 69:119–143.
- BEVEN, K. (1989). Changing ideas in hydrology : the case of physically based models. *Journal of Hydrology*, 105:157–172.
- BIBARD, V., THIERRY, J., MARQUET, N., TOURNAYRE, J., CAMBON, B., GRIL, J., GUYOT, C. et RÉAL, B. (2001). Mise en oeuvre des recommandations du CORPEN à l'échelle d'un bassin versant : premiers résultats obtenus sur le site de la Fontaine du Theil. *Ingénieries EAT*, Numéro spécial phytosanitaires:99–108.

-
- BLIND, M. et GREGERSEN, J. (2005). Towards an Open Modelling Interface (OpenMI) : the HarmonIT project. *Advances in Geosciences*, 4:69–74.
- BORAH, D. et BERA, M. (2003). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models : review of mathematical bases. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 46(6):1553–1566.
- BORAH, D. et BERA, M. (2004). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models : review of applications. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 47(3):789–803.
- BORDENAVE, P., BIOTEAU, T., OEHLER, F., TURPIN, N., SAINT-CAST, P., LE SAOS, E. et SERRAND, P. (2005a). Rapport d'étape Contrat de Plan Etat Région Bretagne 2000-2006. Rapport technique Année 2005, Cemagref de Rennes.
- BORDENAVE, P., OEHLER, F., BIOTEAU, T., TURPIN, N., SERRAND, P., SAINT-CAST, P. et LE SAOS, E. (2005b). Application de la modélisation numérique à l'évaluation sur le long terme des effets des pratiques agricoles sur les flux et concentrations d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère à l'échelle de trois bassins versants d'élevage. *Ingénieries EAT*, 44:13–36.
- BOURAOU, F., VACHAUD, G., HAVERKAMP, R. et NORMAND, B. (1997). A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modeling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, 203(1-4):79–92.
- BRANGER, F. (2003). *Modélisation de l'influence d'un fossé en travers de la pente sur les écoulements - Conséquences sur le transfert de solutés*. Mémoire de DEA, Université Paris VI.
- BRANGER, F., DEBIONNE, S., VIALLET, P., BRAUD, I. et VAUCLIN, M. (2006a). Using the liquid framework to build an agricultural subsurface drainage model. *In Hydroinformatics International Conference*, volume 3, pages 2024–2031, Nice, France.
- BRANGER, F., TOURNEBIZE, J., CARLUER, N., KAO, C. et VAUCLIN, M. (2006b). A conceptual modelling approach for solute transport in a tile-drained field. *submitted to Journal of Hydrology*.
- BRAUD, I. (2006). Inclusion of a net lateral flux in the saturated zone in the FRER1D module. Rapport technique.
- BRAUD, I., VARADO, N. et OLIOSSO, A. (2005). Comparison of root water uptake modules using either the surface energy balance or potential transpiration. *Journal of Hydrology*, 301(1-4):267–286.
- BRISSON, N., MARY, B., RIPOCHE, D., JEUFFROY, M., RUGET, F., NICOUILLAUD, B., GATE, P., DEVIENNE-BARRET, F., ANTONIOLETTI, R., DURR, C., RICHARD, G., BEAUDOIN, N., RECOUS,
-

- S., TAYOT, X., PLENET, D., CELLIER, P., MACHET, J.-M., MEYNARD, J. et DELÉCOLLE, R. (1998). STICS : A generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. i. theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18(5-6):311–346.
- BROOKS, R. et COREY, A. (1964). Hydraulic properties of porous media. Rapport technique, Colorado State University.
- BUIS, S., PIACENTINI, A. et DÉCLAT, D. (2006). Palm : a computational framework for assembling high-performance computing applications. *Concurrency : practice and experience*, 18:231–245.
- CA35 (1981). Etude pédologique préalable au drainage - secteur de référence de Combourg. Rapport technique, Chambre d'Agriculture d'Ille et Vilaine.
- CARLUER, N. (1998). *Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique, application au bassin versant du Naizin (Morbihan)*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.
- CARLUER, N. et de MARSILY, G. (2004). An assessment of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed : implications for the fast transport of pesticides in streams. *Journal of Hydrology*, 285:76–95.
- CARNET, C. (1978). *Etude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne : une approche du rôle du bocage*. Thèse de doctorat, Université de Rennes.
- CAUBEL, V. (2001). *Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrates*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- CAUBEL, V., GRIMALDI, C., MEROT, P. et GRIMALDI, M. (2003). Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrological Processes*, 17:1811–1821.
- CAUBEL, V., GRIMALDI, C. et ROUAULT, F. (2001). Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 332:107–113.
- CHRISTENSEN, F. (2004). Coupling between the river basin management model (MIKE BASIN) and the 3d hydrological model (MIKE SHE) with use of the OpenMI system. In LIONG, S., PHOON, K. et BABOVIC, V., éditeurs : *6th international conference on Hydroinformatics*, volume 2, pages 126–133, Singapore. World Scientific.
- CHRISTIANSEN, J. (2000). A flexible object-based software framework for modeling complex systems with interacting natural and societal processes. In *4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling*, page 10, Banff, Alberta, Canada.

-
- COSTANZA, R., DUPLISEA, D. et KAUTSKY, U. (1998). On modelling ecological and economic systems with STELLA. *Ecological Modelling*, 110:1–4.
- DAVID, O. (1997). A kernel approach for interactive-oriented model construction in Java. *Concurrency : practice and experience*, 9(11):1319–1326.
- DAVID, O., SCHNEIDER, I. et LEAVESLEY, G. (2004). Metadata and modeling frameworks : the Object Modeling System example. In *The International Environmental Modelling and Software Society Conference*, University of Osnabrück, Germany.
- DAVIS, B., BROWN, C., FROST, A., YATES, T. et PLANT, R. (1994). The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicol and Environmental Safety*, 27:283–293.
- de SESMAISONS, D. (2005). Validation d’un modèle simplifié de transferts de produits phytosanitaires en parcelle drainée. Mémoire de fin d’études, Institut National Agronomique de Paris-Grignon.
- DEHOTIN, J. (2007). *Evaluation du modèle POWER sur un bassin français et analyse de sensibilité*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble. soutenance prévue fin 2007.
- FITZ, H., DEBELLEVUE, E., COSTANZA, R., BOUMANS, R., MAXWELL, T., WAINGER, L. et SKLAR, F. (1996). Development of a general ecosystem model for a range of scales and ecosystems. *Ecological Modelling*, 88:263–295.
- FLIPO, N., POULIN, M., EVEN, S. et LEDOUX, E. (2004a). Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin : choix conceptuels. Rapport technique, CIG, ENSMP / UMR Sisyphe.
- FLIPO, N., POULIN, M., EVEN, S., LEDOUX, E., VIAVATTENE, C. et THÉRY, S. (2004b). Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin : description de la plate-forme STICS-NEWSAM-PROSE. Rapport technique, CIG ENSMP/ UMR Sisyphe.
- FLURY, M. (1996). Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. *Journal of Environmental Quality*, 25(1):25–45.
- FOLLAIN, S. (2005). *Effet du réseau bocager sur l’organisation des sols. Redistributions des sols et stockage en carbone organique*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- GIJSBERS, P., WIEN, J., VERWEIJ, P. et KNAPEN, R. (2006). Advances in the OpenMI. In *7th International Conference on Hydroinformatics*, volume 1, pages 72–79, Nice, France.
-

- GOMEZ, E., LEDOUX, E., VIENNOT, P., MIGNOLET, C., BENOIT, M., BORNERAND, C., SCHOTT, C., MARY, B., BILLEN, G., DUCHARNE, A. et BRUNSTEIN, D. (2003). An integrated modelling tool for nitrate transport in a hydrological system : Application to the River Seine basin. *La Houille Blanche*, (3):38–45.
- GRAHAM, D., CHMAKOV, S., SAPOZHNIKOV, A. et GREGERSEN, J. (2006). OpenMI coupling of MODFLOW and MIKE11. In *7th International Conference on Hydroinformatics*, volume 3, pages 2284–2291, Nice, France.
- GREGERSEN, J., GIJSBERS, P., WESTEN, S. et BLIND, M. (2005). OpenMI : the essential concepts and their implications for legacy software. *Advances in Geosciences*, 4:37–44.
- HAVERKAMP, R., LEIJ, F., FUENTES, C., SCIORTINO, A. et ROSS, P. (2005). Soil water retention : I. introduction of a shape index. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6):1881–1890.
- HEBRARD, O., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P. et MOUSSA, R. (2006). Spatio-temporal distribution of soil surface moisture in a heterogeneously farmed mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*, 329(1-2):110–121.
- HEUCLIN, P. (1998). *Hydrologie du bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil*. Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes.
- HUTCHINGS, C., STRUVE, J., WESTEN, S., MILLARD, K. et FORTUNE, D. (2002). HarmonIT work package 1 : State of the art review. Rapport technique, HR Wallingford.
- IFEN (2002). Les pesticides dans les eaux, bilan des données 2000 et 2001. Rapport technique Etudes et travaux 36, Institut Français de l'ENVironnement.
- IFEN (2004). Les pesticides dans les eaux, bilan des données 2002. Rapport technique Etudes et travaux 42, Institut français de l'environnement.
- IFEN (2006). Les pesticides dans les eaux, bilan des données 2003 et 2004. Rapport technique Les dossiers 5, Institut Français de l'Environnement.
- JURY, W. et ROTH, K. (1990). *Transfer Functions and Solute Movement through Soil : Theory and Applications*. Birkhäuser Verlag.
- KAO, C., NÉDÉLEC, Y. et ZIMMER, D. (1998). Surface runoff mechanisms and modeling in subsurface drained fields. In BROWN, L., éditeur : *7th Annual Drainage Symposium "Drainage in the 21st century : Food Production and Environment"*, volume 7, pages 258–266, Orlando, USA. ASAE.

- KLADIVKO, E., BROWN, L. et BAKER, J. (2001). Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of north america. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(1):1–62.
- KRALISCH, S. et KRAUSE, P. (2006). JAMS - a framework for natural resource model development and application. In *7th international conference on Hydroinformatics*, volume 3, pages 2356–2363, Nice, France.
- KRALISCH, S., KRAUSE, P. et DAVID, O. (2005). Using the object modelling system for hydrological model development and application. *Advances in Geosciences*, 4:75–81.
- LACAS, J. (2005). *Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées - Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface*. Thèse de doctorat, Université Montpellier II.
- LACAS, J., VOLTZ, M., GOUY, V., CARLUER, N. et GRIL, J. (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water : a review. *Agronomy fo Sustainable Development*, 25:253–266.
- LARSBO, M. et JARVIS, N. (2003). Macro 5.0 : a model for water flow and solute transport in macroporous soil. Rapport technique, Swedish University of Agricultural Sciences.
- LEAVESLEY, G., MARKSTROM, S., RESTREPO, P. et VIGER, R. (2002). A modular approach to addressing model design, scale, and parameter estimation issues in distributed hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 16:173–187.
- LEDoux, E., GIRARD, G. et VILLENEUVE, J. (1984). Proposition d’un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche*, 1(2):101–110.
- LEIJ, F., HAVERKAMP, R., FUENTES, C., ZATARAIN, F. et ROSS, P. (2005). Soil water retention : II. Derivation and application of shape index. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6):1891–1901.
- LEONARD, R., KNISEL, W. et DAVIS, F. (1995). Modelling pesticide fate with gleams. *European Journal of Agronomy*, 4(4):485–490.
- LESAFFRE, B. (1988). *Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement gorgés d’eau*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.
- LESAFFRE, B. et ZIMMER, D. (1988). Subsurface drainage peak flows in shallow soil. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 114(3):387–406.

- MAILHOT, A., ROUSSEAU, A., MASSICOTTE, S., DUPONT, J. et VILLENEUVE, J.-P. (1997). A watershed-based system for the integrated management of surface water quality : The GIBSI system. *Water Science and Technology*, 36(5):381–387.
- MAILLET-MEZERAY, J. et MARQUET, N. (2004). Bassin versant de la Fontaine du Theil : produire et reconquérir la qualité de l'eau. In *19ème conférence du COLUMA journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes*, Dijon, France. AFPP.
- MARGOUM, C. (2003). *Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble.
- MARGOUM, C., GOUY, V., LAILLET, B. et DRAMAIS, G. (2003). Retention of pesticides by farm ditches - rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, 16(4):389–405.
- MARGOUM, C., MALESSARD, C. et GOUY, V. (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.
- MAROFI, S. (1999). *Rôle des échanges nappe-fossés dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu méditerranéen cultivé*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.
- MAYER, H. (1854). Instructions pratiques sur le drainage. Rapport technique, Ministère de l'Agriculture, du Commerce et des Travaux Publics.
- MEROT, P. (1999). The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie*, 19:655–669.
- MEROT, P., GASCUEL, C., WALTER, C., ZHANG, X. et MOLENAT, J. (1999). Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des Sciences de l'Eau*, 12(1):23–44.
- MESSAGER, C. (2005). *Couplage des composantes continentale et atmosphérique du cycle de l'eau aux échelles régionale et climatique. Application à l'Afrique de l'Ouest*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble.
- MESSAGER, C., GALLÉE, H., BRASSEUR, O., CAPPELAERE, B., PEUGEOT, C., SÉGUI, L., VAUCLIN, M., RAMEL, R., GRASSEAU, G., LÉGER, L. et GIROU, D. (2006). Influence of observed and RCM-simulated precipitation on the water discharge over the Sirba basin, Burkina Faso/Niger. *Climate Dynamics*, 27(2-3):199–214.

- MONTAGNE, S. (1998). Diagnostic agropédologique : bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Rapport technique, Chambre d'agriculture d'Ille-et-Vilaine.
- MOTOVILOV, Y. G., GOTTSCHALK, L., ENGELAND, K. et RODHE, A. (1999). Validation of a distributed hydrological model against spatial observations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-9:257–277.
- MOUSSA, R., VOLTZ, M. et ANDRIEUX, P. (2002). Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16(2):393–412.
- NEITSCH, S., ARNOLD, J., KINIRY, J., WILLIAMS, J. et KING, K. (2002). Soil and water assessment tool theoretical documentation. Rapport technique GSWRL Report 02-01, BRC Report 02-05, Grassland, Soil and Water Research Laboratory Blackland Research and Extension Center.
- NEVEU, E. (2006). Evaluation d'une méthode simplifiée de prise en compte des transferts latéraux dans les sols. Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale Supérieure d'Informatique et de Mathématiques Appliquées, Grenoble.
- NOVAK, S. M., BANTON, O. et SCHIAVON, M. (2003). Modelling metolachlor exports in subsurface drainage water from two structured soils under maize (eastern france). *Journal of Hydrology*, 270(3-4):295–308.
- OEHLER, F. (2006). *Mesure de la dénitrification et modélisation spatialisée des flux d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant d'élevage*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- PARIS, T. (2004). *Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement*. Thèse de doctorat, ENGREF, Paris.
- PATTY, L. (1997). *Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil)*. Méthodologie analytique et étude de l'efficacité des bandes enherbées. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble.
- PERRAUD, J., SEATON, S., RAHMAN, J., DAVIS, G., ARGENT, R. et PODGER, G. (2005). The architecture of the e2 catchment modelling framework. In ZERGER, A. et ARGENT, R., éditeurs : *MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation*, pages 690–696, Melbourne, Australia. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand.
- PLOUY, P. (2004). *Impact du réseau bocager sur les ressources en eau et la dynamique de l'azote dans les bassins versants agricoles : modélisation numérique spatialement distribuée*. Mémoire de DEA, Université de Rennes I.

- POUGET, J.-C., BOUSQUET, F., LE GOULVEN, P., QUARANTA, D., REBATEL, J.-C. et ROLLAND, D. (2006). Odefix java framework for developing and interfacing hydrological and water management models - generic components and application for water resources allocation. *In 7th international conference on Hydroinformatics*, volume 3, pages 2348–2355, Nice, France.
- QUINN, P. (2004). Scale appropriate modelling : representing cause-and-effect relationships in nitrate pollution at the catchment scale for the purpose of catchment scale planning. *Journal of Hydrology*, 291(3-4):197–217.
- RAHMAN, J., CUDDY, S. et WATSON, F. (2004a). Tarsier and ICMS : two approaches to framework development. *Mathematics and Computers in Simulation*, 64:339–350.
- RAHMAN, J., PERRAUD, J., SEATON, S., HOTHAM, H., MURRAY, N., LEIGHTON, B., FREEBAIRN, A., DAVIS, G. et BRIDGART, R. (2005). Evolution of TIME. *In ZERGER, A. et ARGENT, R., éditeurs : MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation*, pages 697–703, Melbourne, Australia. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand.
- RAHMAN, J., SEATON, S. et CUDDY, S. (2004b). Making frameworks more useable : using model introspection and metadata to develop model processing tools. *Environmental Modelling and Software*, 19:275–284.
- RAHMAN, J., SEATON, S., PERRAUD, J., HOTHAM, H., VERRELLI, D. et COLEMAN, J. (2003). It's TIME for a new environmental modelling framework. *In International Congress on Modelling and Simulation*, volume 4, pages 1727–1732, Townsville, Australia. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand.
- REED, M., CUDDY, S. et RIZZOLI, A. (1999). A framework for modelling multiple resource management issues - an open modelling approach. *Environmental Modelling and Software*, 14:503–509.
- REFSGAARD, J. (1997). Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 198(1-4):69–97.
- REGGIANI, P. et RIENTJES, T. (2005). Flux parametrization in the representative elementary watershed approach : application to a natural basin. *Water Resources Research*, 41. W04013, doi :10.1029/2004WR003693.
- RICHARDS, L. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1:318–333.
- ROSS, P. (2003). Modeling soil water and solute transport. Fast, simplified numerical solution. *Agronomy Journal*, 95(6):1352–1361.

- ROSSI, C. et NIMMO, J. (1994). Modeling of soil water retention from saturation to oven dryness. *Water Resources Research*, 30(3):701–708.
- ROUSSEAU, A., MAILHOT, A., TURCOTTE, R., DUCHEMIN, M., BLANCHETTE, C., ROUX, M., ETONG, N., DUPONT, J. et VILLENEUVE, J.-P. (2000). GIBSI - an integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, 422-423:465–475.
- RUSSEL, J. (1934). Scientific research in soil drainage. *Journal of Agricultural Science*, 24:544–573.
- SERVIER, M. (2004). *Analyse globale du suivi hydrologique et des mesures de la qualité de l'eau à la Fontaine du Theil*. Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale d'Ingénieur des Techniques Agricoles, Clermont-Ferrand.
- SKAGGS, R. (1999). Drainage simulation models. In SKAGGS, R. et van SCHILFGAARDE, J., éditeurs : *Agricultural Drainage*, pages 469–500. ASA - CSSA - SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- SPATOLA, C. (2005). *Préparation des données nécessaires au fonctionnement du modèle hydrologique POWER : élaboration d'un système d'informations géographiques sur le bassin versant de la Fontaine du Theil*. Mémoire de Master "SIG et Gestion de l'Espace", Université Jean-Monnet, Saint-Etienne.
- SPATOLA, C. et BRANGER, F. (2006). Prétraitement automatisé des données pour la réalisation de simulations d'un modèle hydrologique spatialisé. In *Géo-événement 2006, 16-18 mai 2006*, Paris, France.
- SYDELKO, P., HLOHowskyj, I., MAJERUS, K., CHRISTIANSEN, J. et DOLPH, J. (2001). An object-oriented framework for dynamic ecosystem modeling : application for integrated risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 274:271–281.
- THIERRY, J., BERTHELOT, C., MAILLET-MEZERAY, J., MOREL, A., BORDENAVE, P., SERRAND, P. et GUERINEAU, F. (2004). Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Rapport technique Rapport d'étape campagne 2003, Arvalis - Cemagref - UIPP.
- THIERRY, J., BIBARD, V., DURAND, J., RÉAL, B., MOREL, A., GUYOT, C., BAZILE, E., BORDENAVE, P., SERRAND, P., DUPONT, C. et FALCHIER, M. (2000). Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Rapport technique Rapport d'étape campagne 1999, Arvalis - Cemagref - UIPP.
- THIERRY, J., BIBARD, V., GUERILLON, L., MOREL, A., GILLET, J., GUYOT, C., MARQUET, N., BAZILE, E., BORDENAVE, P., SERRAND, P., BIOTEAU, T., FOURRIE, L., CHAMBAUD, H., SENE-GAS, I., CHARNET, F., TRACZ, Y. et VACHET, P. (2002). Pratiques agricoles durables et qualité

- des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Rapport technique Rapport d'étape campagne 2001, Arvalis - Cemagref - UIPP.
- THIERRY, J., BIBARD, V., NICOLIER, S., GUERILLON, L., RÉAL, B., MOREL, A., GUYOT, C., BAZILE, E., BORDENAVE, P., SERRAND, P., SAUVÉE, S., BIOTEAU, T., SENEGAS, I., VACHET, P., VIGHETTI, S., BAZIN, P. et SCHMUTZ, T. (2001). Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Rapport technique Rapport d'étape campagne 2000, Arvalis - Cemagref - UIPP.
- THIERRY, J., BIBARD, V., RÉAL, B., MOREL, A., BAZILE, E., BORDENAVE, P., SERRAND, P., BIOTEAU, T., MARQUET, N., FOURRIE, L., CHAMBAUD, H., SENEGAS, I., TRACZ, Y. et VACHET, P. (2003). Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Rapport technique Rapport d'étape campagne 2002, Arvalis - Cemagref - UIPP.
- TORTRAT, F. (2005). *Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- TURPIN, N., BIOTEAU, T., BIRGAND, F., BORDENAVE, P., BONTEMS, P., ROTILLON, G., BÄRLUND, I., KALJONEN, M., TATTARI, S., FEICHTINGER, F., STRAUSS, P., HAVERKAMP, R., GARNIER, M., LO PORTO, A., BENIGNI, G., LEONE, A., RIPA, M., EKLO, O.-M., ROMSTAD, E., LAPLANA, R., LESCOT, J.-M., PIET, L. et ZAHM, F. (2005). AgriBMPWater : Systems approach to environmentally acceptable farming. *Environmental Modelling and Software*, 20(2):187–196.
- VALKE, S., CAUBEL, A., VOGELSANG, R. et DECLAT, D. (2004). Oasis 3 ocean atmosphere sea ice soil user's guide. Rapport technique TR/CMGC/04/68, CERFACS.
- VAN GENUCHTEN, T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of saturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44:892–898.
- VANDERKWAAK, J. et LOAGUE, K. (2001). Hydrologic-response simulations for the r-5 catchment with a comprehensive physics-based model. *Water Resources Research*, 37(4):999–1013.
- VARADO, N. (2004). *Contribution au développement d'une modélisation hydrologique distribuée. Application au bassin versant de la Donga, au Bénin*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- VARADO, N., BRAUD, I. et ROSS, P. (2006a). Development and assessment of an efficient numerical solution of the richards equation including root extraction by plants. *Journal of Hydrology*, 323: 258–275.

- VARADO, N., ROSS, P., BRAUD, I. et HAVERKAMP, R. (2006b). Assessment of an efficient numerical solution of the Richards equation for bare soil. *Journal of Hydrology*, 323:244–257.
- VERTESSY, R. A., HATTON, T., O'SHAUGHNESSY, P. et JAYASURIYA, M. (1993). Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. *Journal of Hydrology*, 150:665–700.
- VIALLET, P., DEBIONNE, S., BRAUD, I., DEHOTIN, J., HAVERKAMP, R., SAADI, Z., ANQUETIN, S., BRANGER, F. et VARADO, N. (2006). Towards multi-scale integrated hydrological models using the liquid framework. In *7th International Conference on Hydroinformatics*, volume 1, pages 542–549, Nice, France.
- VIAUD, V. (2004). *Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- VIAUD, V., DURAND, P., MEROT, P., SAUBOUA, E. et SAADI, Z. (2005). Modeling the impact of spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in temperate climate. *Agricultural Water Management*, 74(2):135–163.
- VOINOV, A., COSTANZA, R., WAINGER, L., BOUMANS, R., VILLA, F., MAXWELL, T. et VOINOV, H. (1999). Patuxent landscape model : integrated ecological economic modeling of a watershed. *Environmental Modelling and Software*, 14:473–491.
- VOINOV, A., FITZ, C., BOUMANS, R. et COSTANZA, R. (2004). Modular ecosystem modeling. *Environmental Modelling and Software*, 19:285–304.
- VOLTZ, M. et LOUCHART, X. (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries EAT*, Numéro spécial Phytosanitaires:45–54.
- WALTER, C., MEROT, P., LAYER, B. et DUTIN, G. (2003). The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19:201–207.
- WATSON, F. et RAHMAN, J. (2004). Tarsier : a practical software framework for model development, testing and deployment. *Environmental Modelling and Software*, 19:245–260.
- WESTEN, S., FORTUNE, D. et GREGERSEN, J. (2004). OpenMI - new opportunities for model developers. In LIONG, S., PHOON, K. et BABOVIC, V., éditeurs : *6th international conference on Hydroinformatics*, volume 2, pages 1827–1834, Singapore.
- ZIMMER, D. (1988). *Transfert hydrique en sols drainés par tuyaux enterrés. Compréhension des débits de pointe et essai de typologie des schémas d'écoulement*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.

ZIMMER, D. (2001). *Hydrologie de surface des zones à nappes superficielles*. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université Paris VI.