



HAL
open science

Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales : Application au bassin de l'Yzeron (130km²)

Mériem Labbas

► **To cite this version:**

Mériem Labbas. Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales : Application au bassin de l'Yzeron (130km²). Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes, 2015. Français. NNT : 2015GREAU006 . tel-02601677v2

HAL Id: tel-02601677

<https://theses.hal.science/tel-02601677v2>

Submitted on 13 Jul 2017

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

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

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Océan, Atmosphère, Hydrologie**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Mériem Labbas

Thèse dirigée par **Isabelle Braud**
et encadrée par **Flora Branger**

préparée à **Irstea Lyon-Villeurbanne**
dans l'Ecole Doctorale **Terre, Univers, Environnement**

Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales

Application au bassin de l'Yzeron (130 km²)

Thèse soutenue publiquement le **24 février 2015**,
devant le jury composé de :

M. Jean-Dominique Creutin

DR CNRS, LTHE, Grenoble, Président

Mme Agnès Ducharne

DR CNRS, UMR METIS, UPMC, Rapporteur

M. Patrick Willems

Professeur, KU Leuven, Department of Civil Engineering, Belgium, Rapporteur

Mme Katia Chancibault

CR IFSTTAR, Laboratoire Eau & Environnement, Nantes, Examinatrice

Mme Anne Rivière-Honegger

DR CNRS, UMR 5600, Lyon, Examinatrice

Mme Elisabeth Sibeud

Grand Lyon, Invitée

Mme Isabelle Braud

DR IRSTEA Lyon-Villeurbanne, Hydrologie-Hydraulique, Directrice de thèse

Mme Flora Branger

IPEF, IRSTEA, Lyon-Villeurbanne, Hydrologie-Hydraulique, Encadrante de thèse



REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à ma directrice, Isabelle Braud, et à mon encadrante, Flora Branger. Merci à vous deux d'avoir accepté de construire un projet de thèse FCPR avec moi. Merci de m'avoir encadré, soutenu, corrigé, écouté et guidé pendant ces trois années de thèse.

Je tiens ensuite à remercier les membres de mon jury. D'abord mes deux rapporteurs, Agnès Ducharme et Patrick Willems, qui ont accepté de relire en détail mon travail et de l'évaluer. Un merci particulier à Patrick Willems d'avoir consenti à lire ma thèse en français et une mention spéciale à Agnès grâce à qui j'ai découvert l'hydrologie lors de mon stage de M2 en 2009 avant de rentrer à l'ENGREF. Merci ensuite aux examinatrices de mon travail, Katia Chancibault et Anne Rivière-Honegger, qui ont témoigné de l'intérêt pour ma thèse. Katia, j'ai eu la chance de faire partie du projet ROSENHY que tu as copiloté et de découvrir ainsi d'autres hydrologues « périurbains ». Merci enfin à Elisabeth Sibeud, invitée de mon jury mais également membre de mon comité de thèse. Merci de nous avoir apporté ta vision opérationnelle de la gestion des eaux pluviales.

Un grand merci aux membres de mon comité de thèse : Fabrice Rodriguez, Cyril Kao, Charles Perrin, Céline Bonhomme, Christine Jacqueminet, Thierry Joliveau et Elisabeth Sibeud qui m'ont suivi et guidé lors de réunions annuelles pendant ces trois années. Merci à vous tous de vous être intéressés à ma thèse et d'avoir cru à mon travail. Merci à toi Cyril, qui m'a suivi à l'ENGREF puis en thèse malgré un emploi du temps de plus en plus chargé. Merci de nous avoir si bien cocooné. Un merci tout particulier et du fond du cœur à Fabrice et Charles qui m'ont aidé à finaliser mon manuscrit grâce à des corrections constructives au fil de l'eau. Merci également pour vos encouragements permanents.

Ce travail de thèse a contribué au projet ROSENHY (Rôle de l'occupation du sol vis à vis de la modélisation des flux énergétiques et hydriques en milieu urbain et périurbain) financé par le CNRS-INSU, EC2CO (2013-2014) et au projet « Modélisation Hydrologique Distribuée du Rhône » financé par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse (contrat 2014 1769).

Au cours de cette thèse, j'ai découvert l'hydrologie mais également la géographie et ce, grâce aux géographes de l'Université de Lyon-Saint-Etienne : Clément Dodane, Kristell Michel, Thierry Joliveau, Christine Jacqueminet et Saida Kermadi. Je tiens à tous les remercier et plus particulièrement Clément, qui m'a montré comment créer des scénarios d'occupation et d'usage du sol et Kristell, la reine du SIG ! Merci à vous deux pour ces bons moments passés et merci à toi Clément pour m'avoir fait également découvrir ton amour du vin.

Mille mercis aux joyeux collègues qui m'ont chaleureusement entouré et guidé pendant ma thèse :

- mon co-bureau, le fameux Xun, pour l'atmosphère sympathique et joyeuse qui a régné dans le bureau, pour les siestes et le chocolat partagé, pour les battle food et l'humour shangaien !

-
- François, mon co-J2000, avec qui j'ai pu partager les petites et grandes découvertes sur le modèle. Merci de m'avoir toujours si gentillemeent aidé à débuggger tous mes problèmes avec R et JAMS. Cette thèse est ce qu'elle est en grande partie grâce à toi. Merci pour ta disponibilité, ta bonne humeur, tes crêpes et tout le reste (tu sais de quoi je parle;-),
 - Lionel et Benjamin, pour votre bonne humeur, votre gentillesse, vos blagounettes et les séances de psychologie à la fin de la thèse. Merci Lionel, mon « suppléant », de m'avoir aidé à chercher des orateurs pour les discussions HH,
 - Etienne, le plus fameux des faiseurs de pluie qui m'a fait découvrir tout un nouveau champ scientifique et avec qui j'ai pris énormément de plaisir à travailler. Merci pour tes pluies, tes envolées lyriques, nos discussions, ton amour de la science et ton envie de la partager,
 - Christine, pour ta connaissance encyclopédique de la gestion des eaux, pour les discussions autour d'un bon thé, pour l'article dans Novatech et pour toutes tes petites attentions chocolatées si réconfortantes,
 - Jean-Phi, le roi de l'R, qui m'a initié à ggplot. Merci d'avoir toujours répondu à mes questions, avec le sourire, même dans les moments de rush.
 - Michel, pour ton sourire en coin, ton humour de compétition et pour m'avoir fait découvrir la Bessanaise,
 - Jean-Baptiste, pour avoir répondu à mes questions en hydraulique et en informatique,
 - Antoine, Jean-Pierre, Frédéric, la plus fameuse des équipes d'informaticiens. Merci de m'avoir aidé à résoudre mes petits comme mes grands problèmes informatiques. Je vous dois une montagne de michokos!
 - l'équipe métro et notamment Fabien qui m'a fait découvrir l'Yzeron pour la première fois et Mickaël qui m'y a emmené les fois suivantes,
 - Sébastien, pour ses éclats de rire, ses chemises fleuries, ses histoires de voyage et son superbe tapi de yoga orange,
 - Claire pour m'avoir (entre autres!) aidé à comprendre l'analyse de sensibilité,
 - Anne-Laure pour son aide sur la bibliographie et pour sa joie de vivre,
 - aux doctorants qui m'ont précédé Olivier, Marina, Claire, Pierre-Henri et qui m'ont prodigué nombreux conseils et encouragements,
 - aux chercheurs, CDD, doctorants et stagiaires pour la bonne ambiance au labo : François, Chloé, Violaine, Ivan, Raphaël, Lucie, Martin, Thomas, Sheng, Kirsten, Sabine, Marko, Carla, Kerstin, Victor, Khedidja, Loïc ...
 - à tous ceux qui contribuent à l'appui à la recherche : Anne, Hélène, Béatrice, Noëlle, Aline, Adeline, Marion... Un merci particulier à Béatrice pour son aide à l'impression de ma thèse.

Je tiens également à remercier mes collègues allemands : Sven, Manfred et les deux Christian qui m'ont apporté leur expertise en hydrologie et sur le modèle J2000. Merci de m'avoir aidé à développer J2000P, d'avoir toujours répondu à mes questions, d'avoir montré de l'intérêt pour mon travail et de m'avoir si chaleureusement accueilli à Jena. Ces deux voyages ont été une belle découverte et une réelle source de motivation.

Merci à vous deux, Emilie et Céline, pour votre amitié et votre soutien indéfectible chacune à votre tour pendant ma thèse. Sans vous, je n'aurais pas pu...

A toi, Pascal H., je dois beaucoup : des codes mais aussi de belles discussions enflammées en montagne. Les HRU n'ont désormais plus de secret pour toi. Nos thèses étant passées, nous allons pouvoir nous concentrer sur un petit flocon en train de grandir.

Enfin, un merci infini à mes parents et à ma soeurette. Vous savez ce que cette thèse a représenté pour moi et vous avez toujours été là. Merci pour tout.

RÉSUMÉ

Les bassins périurbains, constitués de zones urbaines, agricoles et naturelles, sont des bassins versants complexes à étudier. L'augmentation des surfaces imperméables et les modifications des chemins d'écoulement par les réseaux d'assainissement influencent leur hydrologie. Ces modifications sont notamment liées aux choix de modes de gestion des eaux pluviales : réseaux unitaires, réseaux séparatifs, infiltration à la parcelle, etc. La modélisation hydrologique spatialisée, qui rend compte de l'hétérogénéité des bassins versants, est un outil permettant d'évaluer les différents enjeux en termes d'occupation du sol et de gestion des eaux pluviales. Cependant, peu de modèles ont été construits pour être appliqués aux bassins périurbains, à l'échelle des gestionnaires ($\sim 100 \text{ km}^2$) et pour des simulations sur de longues périodes (> 10 ans). La modélisation hydrologique doit donc être adaptée afin de mieux capter les spécificités des milieux périurbains telles que l'hétérogénéité de l'occupation du sol et la connexion de certaines zones urbaines à un réseau d'assainissement.

Ce travail de thèse a consisté à développer un nouvel outil de modélisation adapté à ces problématiques : le modèle distribué horaire J2000P. Ce modèle simule les processus hydrologiques en milieux ruraux et urbains et prend en compte les réseaux d'assainissement, les connexions à ces réseaux et les déversements des déversoirs d'orage (DO). Le modèle a été mis en œuvre sur le bassin périurbain de l'Yzeron ($\sim 130 \text{ km}^2$), situé à l'ouest de Lyon. L'évaluation, effectuée à l'exutoire de différents sous-bassins de tailles et d'occupations du sol différentes, montre des résultats très encourageants. Le modèle a tendance à sous-estimer le débit mais la dynamique des pics est bien représentée tout comme le déversement des DO. Suite aux résultats de l'évaluation, une analyse de sensibilité « pas à pas » du modèle a été réalisée et différentes hypothèses de fonctionnement du bassin ont été formulées pour améliorer la compréhension du modèle et des processus représentés. Le modèle a ensuite été utilisé pour tester l'impact de modifications de l'occupation des sols et/ou de la gestion des eaux pluviales sur la réponse hydrologique. Le modèle montre que la gestion de l'occupation du sol a moins d'influence sur l'hydrologie du bassin que la gestion du réseau d'assainissement.

Mots-clés : modélisation hydrologique distribuée ; JAMS ; J2000P ; réseau d'assainissement ; déversoir d'orage ; scénarios d'occupation du sol

ABSTRACT

Growing urbanization and related anthropogenic processes have a high potential to influence hydrological process dynamics. Typical consequences are an increase of surface imperviousness and modifications of water flow paths due to artificial channels and barriers (combined and separated system, sewer overflow device, roads, ditches, etc.). Periurban catchments, at the edge of large cities, are especially affected by fast anthropogenic modifications. They usually consist of a combination of natural areas, rural areas with dispersed settlements and urban areas mostly covered by built zones and spots of natural surfaces. Spatialized hydrological modeling tools, simulating the entire hydrological cycle and able to take into account the important heterogeneity

of periurban watersheds can be used to assess the impact of stormwater management practices on their hydrology.

We propose a new modeling tool for these issues : the hourly distributed J2000P model. This model simulates the hydrological processes in rural and urban areas and takes into account the sewerage networks, connections to these networks and overflows from sewer overflow devices (SOD). The application site is the Yzeron catchment ($\sim 130 \text{ km}^2$), located in the West of Lyon. The evaluation, conducted at the outlet of different sub-basins with different sizes and land use, shows very encouraging results. The model tends to underestimate the discharge but the dynamics of the peaks and the SOD overflows are well simulated. The model is also used to test the impact of changes in land use and/or stormwater management on the hydrological response. The results show that land use management has less impact on the hydrology of the catchment than stormwater management.

Key-words : distributed hydrological model ; JAMS ; J2000P ; sewer network ; sewer overflow device ; land use scenarios

Table des matières

Table des matières	i
Table des figures	vii
Liste des tableaux	xiii
Introduction générale	1
1 État de l’art et problématique	7
1.1 Spécificités des bassins versants périurbains	7
1.2 Impacts de l’anthropisation sur l’hydrologie des bassins versants	11
1.2.1 Modification du bilan hydrique	11
1.2.2 Modification des temps de réponse aux événements pluvieux	13
1.2.3 La question du seuil d’urbanisation	15
1.2.4 Autres impacts : qualité de l’eau et géomorphologie	15
1.2.5 Conclusion	15
1.3 Quelles approches en modélisation hydrologique?	16
1.3.1 Qu’est-ce que la modélisation hydrologique?	16
1.3.2 Classification des modèles	18
1.3.3 Choix d’une discrétisation spatiale	20
1.3.4 Modélisation périurbaine	21
1.3.5 Modélisation en milieu urbain	22
1.3.6 Modélisation en milieu rural	26
1.3.7 Modélisation mixte	29
1.3.8 Modélisation couplée	30
1.3.9 Conclusion	31
1.4 Modélisation de l’influence des changements d’occupation du sol	31
1.4.1 Occupation du sol vs. climat	32
1.4.2 Impact de la source de donnée	32
1.4.3 Conclusion	33
1.5 Méthodologie générale de la thèse	33
1.5.1 Objectifs de la thèse	33
1.5.2 Choix de l’outil de modélisation	34
2 Modélisation adaptée aux bassins périurbains de taille intermédiaire	37
2.1 Concepts	37
2.1.1 Rappel des objectifs	37
2.1.2 Principes de la plateforme JAMS	38
2.1.3 Concepts du modèle J2000	38
2.1.4 Concepts du modèle J2000P	40
2.1.5 Maillage adapté	41
2.2 La plateforme de modélisation JAMS	42
2.2.1 Entités, modules et contextes	42
2.2.2 Construction de modèles dans JAMS	43
2.2.3 Développement	44
2.3 Architecture de J2000 dans JAMS	46
2.3.1 Contexte principal <i>J2000</i>	46
2.3.2 Contexte <i>ParameterInput</i>	47
2.3.3 Contexte <i>Initialization</i>	47
2.3.4 Contexte temporel <i>TimeLoop</i>	47
2.3.5 Contexte spatial <i>HRULoop</i>	47
2.3.6 Contexte spatial <i>ReachLoop</i>	47

2.4	Description des principaux modules de J2000	48
	2.4.1 Démarche	48
	2.4.2 Création et connexions des entités	49
	2.4.3 Traitement des données climatiques	50
	2.4.4 Calcul de l'ETP :	54
	2.4.5 Interception	57
	2.4.6 Sol	58
	2.4.7 Nappe	64
	2.4.8 Transfert latéral depuis les HRU et routage dans le réseau hydrographique	67
	2.4.9 Récapitulatif des fichiers d'entrée et de sortie du modèle J2000	70
2.5	Développement de J2000P	71
	2.5.1 Pas de temps horaire	71
	2.5.2 Prise en compte de l'hétérogénéité spatiale de l'occupation du sol	72
	2.5.3 Prise en compte des réseaux d'assainissement	73
	2.5.4 Prise en compte des DO	79
	2.5.5 Récapitulatif des fichiers d'entrée et de sortie du modèle J2000P	81
	2.5.6 Conclusion	82
2.6	Construction d'un maillage spécifique au modèle J2000P	84
	2.6.1 Méthodologie générale	84
	2.6.2 Découpage des sous-bassins naturels et des brins du réseau hydrographique	85
	2.6.3 Découpage des sous-bassins urbains et des tronçons de réseau	86
	2.6.4 Intersection des sous-bassins naturels et urbains	89
	2.6.5 Redécoupage des sous-bassins ruraux et mixtes	89
	2.6.6 Conclusion	92
3	Description du bassin d'étude et des données utilisées	95
3.1	Présentation générale du bassin de l'Yzeron	95
	3.1.1 Situation géographique	95
	3.1.2 Géologie, pédologie, hydrogéologie	95
	3.1.3 Occupation des sols	96
	3.1.4 Régime climatique et hydrologique et impact de l'urbanisation sur le régime hydrologique	97
	3.1.5 Gestion des eaux pluviales	100
	3.1.6 Instrumentation du bassin	103
3.2	Données climatiques	103
	3.2.1 Mesures pluviométriques ponctuelles	103
	3.2.2 Données climatiques SAFRAN	105
	3.2.3 Précipitations DuO	107
	3.2.4 Pluies reconstituées avec le générateur SAMPO	107
3.3	Données hydrologiques	108
	3.3.1 Dans le milieu naturel	108
	3.3.2 En milieu urbain	111
3.4	Données géographiques	114
	3.4.1 Topographie	114
	3.4.2 Occupation et usage du sol	114
	3.4.3 Pédologie	117
	3.4.4 Géologie	119
	3.4.5 Réseaux hydrographiques	120
3.5	Données sur les réseaux d'assainissement	121
	3.5.1 Collecte des données du réseau	121
	3.5.2 Unification des données	123
3.6	Caractéristiques du régime hydro-climatique	126
	3.6.1 Évapotranspiration	126
	3.6.2 Régime pluviométrique	126
	3.6.3 Régime hydrologique	127
	3.6.4 Description de deux événements passés	131
	3.6.5 Caractéristiques des déversements des déversoirs d'orage (DO)	133
3.7	Bilan des données utilisées	136

4	Mise en œuvre de J2000P sur l'Yzeron	139
4.1	Méthodologie	139
4.2	Forçages atmosphériques	140
4.3	Maillage	140
	4.3.1 Découpage du réseau hydrographique et des sous-bassins naturels	140
	4.3.2 Découpage des sous-bassins urbains	142
	4.3.3 Intersection	149
4.4	Spécification des paramètres distribués	151
	4.4.1 Le réseau hydrographique	151
	4.4.2 Le réseau d'assainissement	152
	4.4.3 Les HRU	153
4.5	Spécification des paramètres globaux	163
4.6	Conclusion	165
5	Évaluation du modèle J2000P	169
5.1	Critères d'évaluation	169
	5.1.1 Objectifs	169
	5.1.2 Évaluation qualitative	170
	5.1.3 Critères de performance	170
5.2	Évaluation générale	172
5.3	Analyse du bilan hydrique	181
5.4	Analyse sur deux années hydrologiques	184
	5.4.1 Analyse de l'année 2007-2008	185
	5.4.2 Analyse de l'année 2008-2009	188
5.5	Évaluation sur deux événements	193
	5.5.1 Épisode du 6-7 février 2009	193
	5.5.2 Épisode du 9 août 2009	193
5.6	Analyse des déversements des DO	195
5.7	Conclusion	199
6	Analyse de sensibilité « pas à pas »	201
6.1	Stratégie de l'analyse conduite	201
	6.1.1 Problématique	201
	6.1.2 Analyse de sensibilité	201
	6.1.3 Plan d'expérience	203
6.2	Influence de la variabilité des précipitations	206
	6.2.1 Problématique	206
	6.2.2 Pluies moyennes de bassin	207
	6.2.3 Résultats des simulations avec le modèle J2000P	209
	6.2.4 Simulations de l'impact de l'incertitude de la pluie avec SAMPO	213
	6.2.5 Conclusion et perspectives	214
6.3	Influence du maillage	216
	6.3.1 Problématique	216
	6.3.2 Hypothèse de fonctionnement	217
	6.3.3 Résultats	217
	6.3.4 Conclusion	218
6.4	Influence de la classification de la végétation	219
	6.4.1 Hypothèses de fonctionnement	219
	6.4.2 Résultats	219
	6.4.3 Conclusion et perspectives	221
6.5	Influence du pas de temps sur l'interception	222
	6.5.1 Problématique	222
	6.5.2 Hypothèses de fonctionnement	223
	6.5.3 Résultats	223
	6.5.4 Conclusion et perspectives	223
6.6	Comportement du sol et sous-sol	225
	6.6.1 Problématique	225
	6.6.2 Comportement de la nappe souterraine	226
	6.6.3 Réservoirs de sol	227
	6.6.4 Conclusion	234

6.7	Mode de connexion au réseau d'assainissement.	236
	6.7.1 Hypothèses de fonctionnement	236
	6.7.2 Résultats de l'hypothèse 1	237
	6.7.3 Résultats de l'hypothèse 2	238
	6.7.4 Résultats de l'hypothèse 3	238
	6.7.5 Conclusion et perspectives.	240
6.8	Influence de la représentation du transfert	242
	6.8.1 Déversements par les DO	242
	6.8.2 Influence du paramètre de rugosité dans le routage	244
	6.8.3 Conclusion et perspectives.	244
6.9	Conclusion sur l'analyse de sensibilité « pas à pas »	246
7	Impact de scénarios d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales	247
7.1	Méthodologie générale	247
7.2	Méthodologie d'obtention des scénarios	248
	7.2.1 Travaux passés et choix des scénarios d'usage du sol	248
	7.2.2 Nouvelle typologie des usages du sol	248
	7.2.3 Simulation des scénarios d'usage du sol en 2030	250
	7.2.4 Résultats des simulations spatiales de l'usage du sol	254
	7.2.5 Prise en compte de l'urbain ancien/récent dans les scénarios	255
	7.2.6 Bilan	255
7.3	Traduction des scénarios en paramétrage pour le modèle	256
	7.3.1 Coefficients d'infiltration	257
	7.3.2 Classes de végétation.	257
	7.3.3 Taux de connexion	260
	7.3.4 Bilan	261
7.4	Résultats de simulation	262
	7.4.1 Année 2008	262
	7.4.2 Comparaison des résultats pour différents scénarios d'usage du sol et un même scénario de gestion des eaux pluviales.	262
	7.4.3 Comparaison des résultats pour un même scénario d'usage du sol et les trois scénarios de gestion des eaux pluviales	264
7.5	Conclusion.	266
	Conclusion générale et perspectives	269
	Annexes	279
A	Module SOD	279
A.1	Code du module SOD.	279
A.2	Versions du module DO	282
	A.2.1Principes	282
B	Tests de vérification	287
B.1	Vérification de l'ajout du double réseau	287
B.2	Vérification du fonctionnement du module DO.	290
	B.2.1Test sur un cas fictif	290
	B.2.2Test sur un cas réel	290
C	Présentation des données de pluie	295
D	Présentation des données d'occupation du sol	305
E	Comportement des DO du SIAHVY	307
F	Paramétrage du découpage 2	311
G	Cartographies des réseaux	317
H	Informations sur les données Sol	321

I	Comportement hydrodynamique de l'eau dans le sol	323
I.1	Conductivité hydraulique et rétention en eau	323
I.2	Taux d'humidité remarquables	324
I.3	Analyse des données sol	325
I.4	Synthèse des données sur l'Yzeron	327
J	Analyse des récessions	331
K	Fichiers de paramètres de la simulation de référence	333
L	Description des critères de performance utilisés	335
L.1	Pourcentage de biais (<i>PBIAS</i>)	335
L.2	Coefficient de détermination pondéré (wR^2).	335
L.3	Critère de Nash-Sutcliffe (<i>NSE</i>)	336
L.4	Rapport des débits simulés et observés dépassés 10 % du temps (R_{Q90}).	337
L.5	Critère de Nash-Sutcliffe sur l'inverse des débits (NSE_{iQ})	337
L.6	Rapport des débits simulés et observés dépassés 90 % du temps (R_{Q10}).	337
L.7	Rapport des indices de débit de base simulé et observé (R_{BFI}).	338
M	Évaluation du modèle J2000P	341
N	Analyse de sensibilité globale du modèle J2000P	345
O	Construction des scénarios d'usage du sol à l'horizon 2030	347
O.1	Méthodologie	347
O.2	Présentation de l'outil utilisé	348
O.3	Cartographie des scénarios	348
	Bibliographie	353

Table des figures

1	Proportion des populations urbaine et rurale en France, en pourcentage de la population totale, sur la période 1950-2050	1
1.1	Fonctionnement du réseau d'assainissement	8
1.2	Schéma montrant les différences entre TIA et EIA	10
1.3	Modification de frontières de bassins du fait de la présence de réseaux d'assainissement . .	11
1.4	Les effets de l'urbanisation sur le débit des cours d'eau	12
1.5	Photos montrant l'impact de l'urbanisation sur les cours d'eau	16
1.6	Modules possibles d'un modèle hydrologique	17
1.7	Fonctionnement du modèle CANOE	25
1.8	Fonctionnement du modèle URBS	26
1.9	Prise en compte des zones urbaines dans le modèle WaSiM-ETH	28
2.1	Fonctionnement de la plateforme de modélisation JAMS	38
2.2	Processus hydrologiques au sein d'une HRU dans J2000 et routage par la rivière	39
2.3	Topologie possible dans le modèle J2000	40
2.4	Fonctionnement du modèle J2000P	41
2.5	Emboîtement de contextes pour la construction de modèles	43
2.6	Implémentation d'un modèle dans l'interface utilisateur	44
2.7	Interface NetBeans permettant le lancement, le débogage, la lecture du code source et le développement de nouveaux modules	45
2.8	Schéma de l'architecture du modèle J2000 dans JAMS	46
2.9	Ensemble des paramètres distribués et globaux requis par le modèle	48
2.10	Schéma topologique représentant les relations entre HRU et brins	51
2.11	Modulation de l'évapotranspiration par une fonction linéaire	62
2.12	Fractions du ruissellement RD1 produit par une HRU qui rejoint une autre HRU, un brin de rivière et un tronçon d'assainissement	75
2.13	Architecture du modèle J2000P	77
2.14	Schéma d'un DO reliant un tronçon de réseau à un brin de rivière	80
2.15	Cas possibles de connexion du réseau d'assainissement unitaire ou séparatif à la rivière . .	88
2.16	Découpage des sous-bassins ruraux et mixtes	90
2.17	Schéma descriptif de l'étape de lissage	91
2.18	Méthode des k-means	91
2.19	Application de la méthode des k-means à la carte d'occupation du sol	92
3.1	Situation géographique, topographie et hydrographie des bassins de l'Yzeron et de Taffignon	96
3.2	Évolution de l'usage du sol du bassin de l'Yzeron en 1836 et entre 1945 et 2008	98
3.3	Photos du bassin de l'Yzeron	99
3.4	ET_{ref} , précipitations et écoulement sur l'Yzeron entre 1970 et 2010	100

3.5	Le réseau d'assainissement sur le bassin de l'Yzeron	101
3.6	Limites communales et compétences eaux pluviales	102
3.7	Stations pluviométriques, débitmétriques, mailles SAFRAN et sous-bassins instrumentés du bassin de Taffignon	104
3.8	Photos des stations débitmétriques de l'Yzeron	109
3.9	Courbes de tarage et enveloppe d'incertitude à 95 % des stations débitmétriques sur l'Yzeron	110
3.10	Schéma du réseau d'autosurveillance de Grézieu, Brindas et Vaugneray	112
3.11	Emplacement du déversoir d'orage instrumenté par Irstea et stations de mesure du débit .	113
3.12	Données de CANOE : réseaux hydrographique et d'assainissement, DO et sous-bassins . .	113
3.13	Modèle numérique de terrain à 25 m	114
3.14	Carte de synthèse de l'occupation du sol 2008	116
3.15	L'usage du sol (typologie détaillée) dans le bassin versant de l'Yzeron	118
3.16	Schéma des différents éléments observés et analysés pour faire un inventaire des sols . . .	118
3.17	Cartographie des UCS du bassin de l'Yzeron	119
3.18	Géologie simplifiée du bassin de l'Yzeron	120
3.19	Le réseau hydrographique	121
3.20	Données du réseau d'assainissement	125
3.21	Cumul d'ET _{ref} horaire, annuel et mensuel interannuel moyen sur le bassin de Taffignon et sur la période 1958-2013	127
3.22	Cumul de pluie mensuel et annuel aux emplacements des pluviomètres de l'Yzeron	128
3.23	Régime hydrologique aux stations de Taffignon et de Craponne	129
3.24	Courbes de débits classés spécifiques pour les 7 sous-bassins de Taffignon	131
3.25	Cumuls de pluie horaire mesurés aux pluviomètres et débits moyens horaires mesurés à l'exutoire de cinq sous-bassins pour l'épisode du 6-7 février 2009	132
3.26	Cumuls de pluie horaire mesurés aux pluviomètres et débits mesurés à l'exutoire de cinq sous-bassins pour l'épisode du 9 août 2009	133
3.27	Volume journalier déversé dans la Chaudanne à Grézieu pour le DO6 (Irstea)	136
4.1	Découpage des sous-bassins naturels pour un seuil de drainage de 1 km ²	142
4.2	Découpage des sous-bassins urbains et du réseau d'assainissement pour le modèle CANOE et pour le modèle J2000, dans le cadre du projet AVuPUR	144
4.3	Premier découpage des sous-bassins urbains	146
4.4	Particularités de certains réseaux d'assainissement à cheval sur les frontières topogra- phiques du bassin	148
4.5	Découpage final des sous-bassins urbains	149
4.6	Réseaux d'assainissement et sous-bassins urbains modélisés	149
4.7	Découpage final pour un seuil de drainage de 1 km ²	150
4.8	Spécification de la classe de végétation pour chaque HRU	155
4.9	Variation mensuelle des paramètres de végétation : coefficient cultural et indice foliaire . .	156
4.10	Spécification du coefficient d'infiltration pour chaque HRU	157
4.11	Cartographie du sol reconstitué sur le bassin de l'Yzeron	159
4.12	Spécification des classes de sol des HRU	161
4.13	Classes de sous-sol de chaque HRU	162
4.14	Appartenance de chaque HRU à un sous-bassin instrumenté	166
5.1	Critères de performance calculés pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012 .	173
5.2	Scatterplot horaire pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012	176
5.3	Scatterplot journalier pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012	177
5.4	Courbes des débits journaliers classés pour la simulation de référence	179

5.5	Critères de performance et pluie annuelle calculés pour chaque année, entre 2005 et 2012 .	181
5.6	Bilan hydrique spatialisé sur la période 2005-2012 : pluie, ETP, ETR, taux de saturation .	183
5.7	Bilan hydrique spatialisé sur la période 2005-2012 : écoulement total, RD1, RD2, RG1 . .	184
5.8	Pluie mensuelle de bassin et débit moyen mensuel observé sur la période 2005-2012	185
5.9	Débits simulés et observés au pas de temps agrégé sur la période 01/09/07 à 31/08/08 aux échelles linéaire et logarithmique	187
5.10	ETR, ETP, taux de saturation du sol et des réservoirs MPS et LPS et remplissage de la nappe au cours de l'année 2007-2008	188
5.11	Comparaison des débits agrégés journaliers observés et simulés sur l'année 2007-2008 . . .	189
5.12	Débits simulés et observés au pas de temps agrégé journalier sur la période 01/09/08 à 31/08/09 aux échelles linéaire et logarithmique.	190
5.13	ETR, ETP, taux de saturation du sol et des réservoirs MPS et LPS et remplissage de la nappe au cours de l'année 2008-2009	191
5.14	Comparaison des débits agrégés journaliers observés et simulés sur l'année 2008-2009 . . .	192
5.15	Débits horaires observés et simulés et contributions au débit simulé à l'exutoire des 5 sous-bassins lors de la crue de février 2009	194
5.16	Débits horaires observés et simulés et contributions au débit simulé à l'exutoire des 5 sous-bassins lors de la crue de 2009	195
5.17	Déversement journalier de l'ensemble des DO simulé par J2000P sur le bassin de Taffignon	196
5.18	Déversement moyen annuel des DO simulé par J2000P sur la période 2005-2012 sur le bassin de Taffignon	198
5.19	Déversement moyen annuel des DO simulé par CANOE sur des événements de la période 2008-2013 sur le bassin de Taffignon	198
6.1	Comparaison des différentes pluies de bassin utilisées pour tester la sensibilité du modèle .	208
6.2	Répartition spatiale des différences entre les différentes pluies moyennes annuelles	210
6.3	Critères de performance horaires calculés sur la période 2005-2012 pour estimer la sensibilité du modèle à la pluie	211
6.4	Débits observé et simulés en échelle logarithmique et pluies de bassin pour les différentes simulations pour l'année 2008	212
6.5	Débits horaires observés et simulés pour les crues de novembre 2008 et de février 2009 . .	213
6.6	Distribution des critères de performance horaires et journaliers calculés à l'exutoire du bassin	215
6.7	Influence du maillage sur la courbe des débits classés journaliers	218
6.8	Spécification de la classe de végétation pour chaque HRU	220
6.9	Variation mensuelle des paramètres de végétation	220
6.10	Impact du nombre de classes de végétation sur la courbe des débits classés journaliers . .	221
6.11	Évolution de la pluie brute, la pluie nette, l'ETP, l'ETR, l'interception et l'état du réservoir interception au début et à la fin du pas de temps	223
6.12	Impact de la taille du réservoir d'interception	224
6.13	Distribution des pentes des récessions extraites de la chronique de débits à l'exutoire du bassin de Taffignon entre 1988 et 2013. Cas d'un sol modélisé par deux réservoirs linéaires.	227
6.14	Impact de l'augmentation du temps de récession du réservoir de nappe RG1 et de l'ajout d'un flux RG2	228
6.15	Sensibilité au paramètre $C_{LatVert}$	230
6.16	Sensibilité au paramètre C_{RD2}	232
6.17	Sensibilité au paramètre C_{outLPS}	233
6.18	Sensibilité à la taille des réservoirs du sol	235
6.19	Influence de la connexion au réseau sur la courbe des débits classés journaliers	238
6.20	Sensibilité au paramètre β_{Inf}	239

6.21	Sensibilité au paramètre C_{RD1}	241
6.22	Influence de la prise en compte des DO	243
6.23	Sensibilité à la rugosité des brins de rivière	245
7.1	Correspondance entre la typologie détaillée et la nouvelle typologie simplifiée. Les types eau, routes et voies ferrées ont été intégrés à leurs proches voisins par des opérations SIG (« grignotage »).	249
7.2	L'usage du sol (typologie simplifiée) dans le bassin versant de l'Yzeron en 1990 et 2008	251
7.3	Changements d'usage dans le bassin versant de l'Yzeron entre 1990 et 2008	252
7.4	Scénario d'évolution tendancielle dans le bassin versant de l'Yzeron en 2030	254
7.5	Scénario tendanciel de l'usage du sol à l'horizon 2030 avec la distinction entre l'urbain ancien et l'urbain récent	256
7.6	Cartes des coefficients d'infiltration dans chaque HRU en 2008	258
7.7	Coefficient d'infiltration de chaque HRU en 1990 et 2030, calculé à partir de l'usage du sol	258
7.8	Classes de végétation de chaque HRU en 2008	259
7.9	Classe de végétation de chaque HRU en 1990 et 2030	260
7.10	Taux de connexion de RD1 au réseau d'assainissement 1 par sous-bassin pour l'usage du sol 2030 Densification avec une gestion des eaux pluviales de type scénario de référence, scénario spatialisé et scénario de déconnexion	261
7.11	Comparaison des deux simulations effectués à partir des données d'occupation du sol et d'usage du sol de 2008	264
7.12	Comparaison des différents scénarios	265
7.13	Résultats de simulations effectuées à partir du même scénario d'usage du sol Densification 2030 et de trois scénarios de gestion des eaux pluviales	266
A.1	Interpolation linéaire entre la hauteur normale h_0 à l'instant t_0 et la hauteur normale fictive maximale h_{max} à l'instant t_1 . $H(t) = h(t) + c$	284
A.2	Récapitulatif des différentes versions du module SOD	286
B.1	Schémas descriptifs du modèle DoubleRiver	288
B.2	Résultats de simulation du test 1 et du test 2	289
B.3	Schémas descriptifs du modèle DoubleRiver_SOD	290
B.4	Résultats de simulation du modèle <i>DoubleRiver_SOD</i>	291
B.5	Schéma du DO6 suivi par Irstea sur le site de Pont de la Barge	291
B.6	Résultats de simulation du cas test réel	292
C.1	Les différentes étapes de l'analyse SAFRAN	296
C.2	Schéma de l'interpolation optimale réalisée par SAFRAN	296
C.3	Schéma de l'interpolation spatiale réalisée par SAFRAN	297
C.4	Schéma de la simulation d'un champ de pluie décomposé en variabilité en soi (pluies non nulles) et intermittence (masque pluie/non-pluie)	299
C.5	Position des 45 pluviomètres utilisés pour les simulations conditionnées	301
C.6	Disponibilité des données de pluie pour les simulations conditionnées	302
C.7	Exemple de champ de pluie pour chacun des types	303
D.1	Cartographies de l'occupation du sol extraites par traitement semi-automatisé à partir de différentes sources de données	305
D.2	Pourcentage de pixels de chaque classe d'occupation du sol pour chaque traitement d'images	306

E.1	Volume journalier déversé dans la Chaudanne à Grézieu et temps de déversement pour le DO n° 7 (SIAHVY)	307
E.2	Volume journalier déversé dans l'Yzeron et temps de déversement pour le DO n° 5 en sortie du bassin d'orage de Vaugneray (SIAHVY)	308
E.3	Volume journalier déversé dans l'Yzeron et temps de déversement pour le DO n° 10, situé à la sortie du bassin de rétention de Grézieu (SIAHVY)	308
E.4	Volume journalier déversé dans l'Yzeron à Brindas et temps de déversement pour le DO n° 11 (SIAHVY)	309
E.5	Volume journalier déversé dans l'Yzeron à Brindas et temps de déversement pour le DO n° 13 (SIAHVY)	309
F.1	Découpage des sous-bassins naturels pour un seuil de drainage de 0,6 km ²	311
F.2	Découpage final pour un seuil de drainage de 0,6 km ²	312
F.3	Spécification des classes de végétation pour les HRU issues du découpage 2	313
F.4	Coefficient d'infiltration des HRU issues du découpage 2	313
F.5	Spécification des classes de sol pour les HRU issues du découpage 2	314
F.6	Sous-sol majoritaire de chaque HRU issue du découpage2	315
F.7	Attribution d'un sous-bassin à chaque HRU	315
G.1	Pentes des brins du réseau hydrographique modélisé pour le découpage 1 et le découpage 2	317
G.2	Largeurs des brins du réseau hydrographique modélisé pour le découpage 1 et le découpage 2	318
G.3	Diamètres et pentes du réseau d'assainissement modélisé	319
I.1	Taux d'humidité du sol remarquables	324
I.2	Cartographie des paramètres hydrodynamiques sur le bassin de Taffignon	329
J.1	Détermination de la constante de récession	332
L.1	Chronique de débit de base obtenue à partir des débits moyens journaliers à Taffignon	339
M.1	Scatterplot horaire pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012	342
M.2	Scatterplot journalier pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012	343
O.1	Simulation des effets des outils de planification dans le bassin versant de l'Yzeron en 2030	349
O.2	Simulation d'un effort de densification dans le bassin versant de l'Yzeron en 2030	349
O.3	Scénario de planification de l'usage du sol à l'horizon 2030 avec la distinction entre l'urbain ancien et l'urbain récent	350
O.4	Scénario de densification de l'usage du sol à l'horizon 2030 avec la distinction entre l'urbain ancien et l'urbain récent	350

Liste des tableaux

1.1	Revue non exhaustive de modèles distribués ruraux, urbains, mixtes et couplés	23
2.1	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>StandardEntityReader</i>	50
2.2	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>IDWWeightCalculator</i>	53
2.3	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>TSDataStoreReader</i>	54
2.4	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>Regionalisation</i>	54
2.5	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>TSDataStoreReader</i>	55
2.6	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>StandardLUReader</i>	56
2.7	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>CalcLanduseStateVars</i>	56
2.8	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>J2KArrayGrabber_crocoeff</i>	57
2.9	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>CropCoefficient</i>	57
2.10	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>J2KProcessSimpleIntc</i>	58
2.11	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>StandardSTReader</i>	63
2.12	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>InitJ2KProcessLumpedSoilWaterStates</i>	64
2.13	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>J2KProcessLumpedSoilWater</i>	65
2.14	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>StandardGroundwaterParaReader</i>	66
2.15	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>InitJ2KProcessGroundwater</i>	66
2.16	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>J2KProcessGroundwater</i>	67
2.17	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>DoubleTransfer</i>	67
2.18	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>DoubleTransfer</i>	68
2.19	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>J2KProcessReachRouting</i>	70
2.20	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>StandardEntityReader_2sewers</i>	77
2.21	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>StandardRainwaterManagementReader</i>	78
2.22	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>DoubleTransferFraction</i>	78
2.23	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>J2KProcessSewerRouting</i>	79
2.24	Récapitulatif des entrées et sorties du module <i>SewerOverflowDevice</i>	81
2.25	Résumé des principaux paramètres distribués et globaux du modèle J2000P	83
3.1	Caractéristiques des stations pluviométriques du bassin de Taffignon	105
3.2	Caractéristiques des stations débitométriques sur le bassin de l'Yzeron	111
3.3	Pourcentage de chaque type d'occupation du sol dans chaque sous-bassin	115
3.4	Importance surfacique des différents types d'utilisation du sol dans le bassin de l'Yzeron en 1970, 1990 et 2008	117
3.5	Linéaire de collecteurs par type administratif	124
3.6	Statistiques des événements pluvieux et des écoulements associés sur trois sous-bassins de l'Yzeron	128
3.7	Statistiques sur les chroniques de débits des différents sous-bassins sur la période 2005-2010	130
3.8	Caractéristiques des simulations CANOE	134

3.9	Volume total déversé et temps cumulé de déversement sur la période considérée par les DO autosurveillés par le SIAHVY	135
3.10	Bilan des données climatiques et hydrologiques utilisées dans le cadre de la thèse pour les forçages et l'évaluation du modèle J2000P	137
3.11	Bilan des données géographiques utilisées dans le cadre de la thèse pour le paramétrage du modèle J2000P	137
4.1	Récapitulatif des caractéristiques des deux découpages en sous-bassins naturels	143
4.2	Récapitulatif des caractéristiques du découpage des sous-bassins urbains	150
4.3	Récapitulatif des caractéristiques des sous-bassins ruraux et mixtes	151
4.4	Synthèse des paramètres géométriques du réseau hydrographique	153
4.5	Synthèse des paramètres géométriques du réseau d'assainissement	154
4.6	Intersection des données sol (hors sols urbains) et sous-sol	158
4.7	Conséquences de la reconstitution du sol	159
4.8	Paramètres de sol par classe et statistiques pour le découpage 1	160
4.9	Valeurs des taux de connexion pour chacune des classes de gestion des eaux pluviales	163
4.10	Spécification des paramètres globaux du modèle J2000P pour la simulation de référence	166
4.11	Caractéristiques des paramètres des sous-bassins instrumentés et pourcentages sur leur surface de chaque classe de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales	167
5.1	Critères de performance calculés pour la simulation de référence au pas de temps horaire	173
5.2	Critères de performance calculés pour la simulation de référence au pas de temps journalier	174
5.3	Critères de performance calculés pour la simulation de référence au pas de temps mensuel	174
5.4	Indicateurs calculés pour la simulation de référence au pas de temps horaire	174
5.5	Indicateurs calculés pour la simulation de référence au pas de temps journalier	174
5.6	Variables calculées lors du filtrage des écoulements, au pas de temps journalier	175
5.7	Comparaison de quatre critères de performance calculés avec le modèle J2000 et le modèle J2000P	180
5.8	Bilan hydrique de la simulation de référence sur la période 2005-2012	182
5.9	Bilan hydrique de la simulation de référence pour deux années hydrologiques	186
5.10	Critères de performance horaire et journalier calculés pour les deux années hydrologiques	186
5.11	Débits moyens horaires des pics de crue simulés et observés et erreur relative en débit	193
5.12	Débits moyens horaires des pics de crue simulés et observés et erreur relative en débit	195
5.13	Volumes annuels simulés ou mesurés à l'exutoire des DO du bassin	197
5.14	Volumes moyens annuels déversés simulés par J2000P pour les 11 DO	197
6.1	Plan d'expérience de l'analyse de sensibilité	205
6.2	Comparaison des pluies interpolée, SAFRAN, DuO et conditionnées	209
6.3	Caractéristiques des paramètres du bassin de Taffignon pour les deux découpages	217
6.4	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le maillage	218
6.5	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur le maillage	218
6.6	Pourcentage de chaque type « culture », « forêt » et « urbain » dans chacune des cinq classes déterminées par la méthode des k-means	219
6.7	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le nombre de classes de végétation	220
6.8	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité au nombre de classes de végétation	221

6.9	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la taille du réservoir d'interception	224
6.10	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la capacité du réservoir d'interception	225
6.11	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le taux de vidange des nappes souterraines	229
6.12	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur le temps de vidange de nappe et l'ajout d'un second réservoir RG2	229
6.13	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le paramètre $C_{LatVert}$	229
6.14	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la partition flux verticaux/flux horizontaux	230
6.15	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le paramètre C_{RD2}	231
6.16	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur le routage du flux RD2	231
6.17	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le paramètre C_{outLPS}	232
6.18	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur le calcul de la quantité d'eau sortant de LPS	233
6.19	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la taille des réservoirs du sol	234
6.20	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la capacité de stockage des réservoirs LPS et MPS	234
6.21	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la connexion au réseau d'assainissement	237
6.22	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la connexion au réseau	237
6.23	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le coefficient d'infiltration	238
6.24	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la prise en compte de l'infiltration	239
6.25	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le paramètre C_{RD1}	240
6.26	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la prise en compte de l'infiltration	240
6.27	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la hauteur seuil des DO	242
6.28	Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la hauteur seuil des DO	243
6.29	Critères de performance des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la rugosité de la rivière	244
7.1	Scénarios prospectifs d'évolution de l'usage du sol choisis	248
7.2	Importance surfacique (en %) des différents types d'usage du sol dans le bassin de l'Yzeron en 1990 et en 2008	250
7.3	Sous-modèles empiriques rattachés à des variables explicatives des changements d'usage du sol entre 1990 et 2008 dans le bassin versant de l'Yzeron	253

7.4	Pourcentage de chaque usage (typologie simplifiée) sur le bassin de l'Yzeron pour les différentes dates, avec prise en compte de la notion ancien - récent	256
7.5	Pourcentage de chaque occupation du sol (OS) de la carte de synthèse 2008 dans chaque usage du sol	257
7.6	Critères de performance calculés pour les deux simulations 20008 (référence et new) sur la période 2005-2012	262
7.7	Bilan hydrique calculé sur la période 1998-2012 pour l'ensemble des scénarios. En 2008, le bilan est calculé pour la simulation basée sur les paramètres de référence (ref) et pour les paramètres estimés avec l'usage du sol.	263
B.1	Résultats de l'analyse de sensibilité à certains paramètres	293
C.1	Caractéristiques des classes de pluie	303
D.1	Caractéristiques des sources de données cartographiques	306
F.1	Synthèse des paramètres géométriques du réseau hydrographique pour les deux découpages.	312
F.2	Paramètres de sol par classes. Statistiques pour le découpage 2. Les épaisseurs de sol ont été arrondies à la dizaine supérieure (entre parenthèse l'épaisseur de sol initiale).	314
H.1	Nomenclature des types de sol et UTS associés	322
I.1	Taux moyen d'argile, sable et limon et pierrosité moyenne pour toutes les UCS présentes sur le bassin à un pourcentage supérieur à 1 %	327
I.2	Paramètres hydrodynamiques calculés pour chaque UCS du bassin	328
K.1	Fichier <i>vegetation.par</i> . <i>LID</i> correspond à la classe de végétation, <i>rootDepth</i> à la profondeur racinaire (dm), <i>Kc</i> au coefficient cultural mensuel, <i>LAI</i> à l'indice foliaire mensuel ($s\ m^{-1}$).	333
K.2	Fichier <i>soil.par</i> . <i>SID</i> correspond à la classe de sol, <i>cap_rise</i> à l'activation (1) ou non (0) de la capillarité dans le sol, <i>aircap</i> à la capacité d'air (mm) et <i>fc</i> à la capacité au champ par décimètre de sol ($mm\ dm^{-1}$).	333
K.3	Fichier <i>hgeo.par</i> . <i>GID</i> correspond à la classe de sous-sol, <i>RG1max</i> et <i>RG2max</i> à la capacité maximale de la nappe (mm), <i>kRG1</i> et <i>kRG2</i> au temps de vidange des réservoirs (h).	334
K.4	Fichier <i>rum.par</i> . Fractions de chaque flux sortant d'une HRU qui rejoint la HRU voisine, le brin de rivière, le tronçon de réseau 1 et le tronçon de réseau 2 connectés à la HRU. <i>RMID</i> correspond à la classe de gestion des eaux pluviales.	334
N.1	Paramètres utilisés dans l'analyse globale et intervalles de variation	345
N.2	Résultats de l'analyse de sensibilité par RSA sur les critères de NSE et PBAIS	346

Introduction générale

Plus de la moitié de la population mondiale vit désormais en ville. Le taux mondial d'urbanisation, légèrement inférieur à 30 % en 1950, a est aujourd'hui à 54 %. Il devrait atteindre 66 % (80 % en Europe) en 2050 d'après les projections démographiques des Nations Unies (United Nations, 2014). La France est au-dessus de la moyenne mondiale : 79 % de la population vit en ville en 2014 et 86 % devrait y vivre en 2050 (Figure 1).

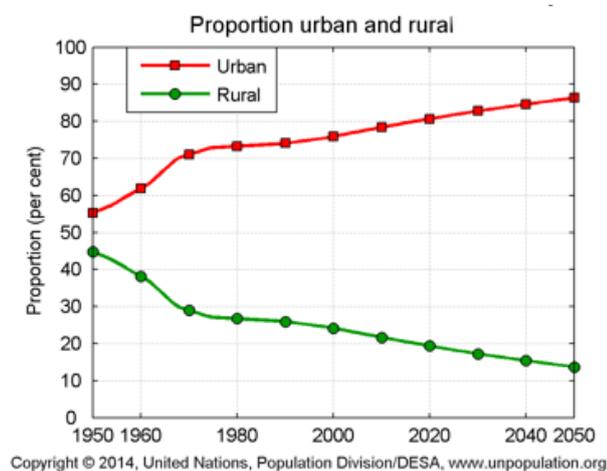


Figure 1 – Proportion des populations urbaine et rurale en France, en pourcentage de la population totale, sur la période 1950-2050 (United Nations, 2014)

Les évolutions démographiques les plus importantes et les plus rapides auront certainement lieu dans les zones périurbaines. Ces zones peuvent être définies comme un « patchwork » de zones urbaines, de zones agricoles et de zones dites « naturelles » (Andrieu et Chocat, 2004) en complexes interactions (Santo Domingo *et al.*, 2010). Dans les bassins versants associés, la périurbanisation engendre une modification rapide de l'occupation des sols et des chemins d'écoulement, perturbant ainsi le cycle de l'eau. Les sols s'imperméabilisent et les pratiques culturales et forestières évoluent (reprise agricole ou conversion des zones agricoles en zones urbaines ou en jachère, reforestation ou déforestation, etc.). Les chemins de l'eau, contrôlés par la topographie dans les bassins naturels, sont modifiés par la présence des routes, chemins, fossés et systèmes de drainage et d'irrigation agricoles. La mise en place de politiques de gestion des eaux plu-

viales¹, inhérentes à l'urbanisation, contribue également à modifier ces chemins d'écoulement. Avant 1970, un retrait rapide des eaux urbaines usées et pluviales était privilégié via des réseaux d'assainissement. Puis, à partir du milieu des années 70, le développement des villes a engendré une certaine défiance vis-à-vis de la capacité des réseaux à absorber l'augmentation des débits de pointe des eaux pluviales. Par ailleurs, la préservation des écosystèmes est devenue un enjeu primordial. Le « tout tuyau » a été remis en cause et de nombreuses collectivités ont mis peu à peu en place d'autres modes de gestion : réseaux séparatifs et/ou techniques dites « alternatives ».

L'occupation des sols et le choix de modes de gestion des eaux pluviales influencent les processus hydrologiques de surface et souterrains. Les problèmes les plus souvent mentionnés sont une augmentation du ruissellement de surface, une dégradation de la qualité chimique et biologique de l'eau, une diminution de la recharge des nappes et une instabilité morphologique des cours d'eau (Bras et Perkins, 1975; Desbordes, 1989; Chocat *et al.*, 2001; Matteo *et al.*, 2006).

L'Union Européenne a mis en place deux directives majeures pour réduire les impacts anthropiques sur le fonctionnement des cours d'eau : la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000 et, dans une moindre mesure, la Directive Inondation (DI) de 2007. La DCE définit des objectifs, en terme de résultats et non de moyens, pour atteindre le bon état chimique et écologique des masses d'eaux par grands bassins hydrographiques. Sa mise en application a pour but d'améliorer la gestion, la protection et la préservation des eaux superficielles et souterraines. La DI, construite sur le même schéma que la DCE, vise à prévenir et à limiter les inondations et leurs conséquences sur la santé humaine, l'environnement, les infrastructures et les biens. Cette pression réglementaire, comme la demande sociale, complique les choix des gestionnaires en termes d'aménagement du territoire. La mise en place d'outils permettant d'évaluer les impacts de l'urbanisation sur le cycle hydrologique des bassins versants peut les aider 1) à quantifier la vulnérabilité des bassins face aux risques d'inondations en situant les enjeux et 2) comprendre l'origine de la dégradation de la qualité des cours d'eau.

Dans un contexte de changement global, la recherche s'intéresse à la modification du cycle hydrologique en réponse à l'évolution de l'occupation du sol et du climat (IPCC, 2014). De nombreux travaux visent également à quantifier l'impact de l'urbanisation sur les phénomènes d'inondation dont les conséquences sont généralement brusques et spectaculaires. Mais le cycle de l'eau est influencé par l'évolution de l'occupation des sols et de la gestion des eaux pluviales de manière permanente et pas uniquement en période de crue. Quantifier les effets de l'urbanisation en continu sur de longues séries hydrologiques et à l'échelle du bassin versant est donc un enjeu actuel de la gestion de l'eau et de l'aménagement du territoire (Walsh *et al.*, 2005; Fletcher *et al.*, 2013). Pour développer des outils qui puissent être utiles aux gestionnaires, il est nécessaire de comprendre les processus actifs à différentes échelles d'espace et de temps en adoptant une vision globale du cycle hydrologique dans les bassins soumis à une forte pression anthropique. Les outils de modélisation hydrologique spatialisée, combinés à des réseaux d'observations adaptés,

1. Les eaux pluviales peuvent être définies comme des précipitations atmosphériques qui ruissellent sur des surfaces plus ou moins imperméabilisées comme les toitures, les terrasses, les espaces verts, les parcs de stationnement et les voiries (GrandLyon, 2008).

s'avèrent pertinents car ils permettent de prendre en compte les hétérogénéités spatiales et temporelles du système à modéliser. Le caractère générique des outils informatiques d'évaluation des impacts de l'urbanisation peut répondre à la nécessité de comprendre le fonctionnement des bassins instrumentés voire, à plus long terme, des bassins non jaugés. Or, jusqu'à présent, peu de modèles ont été développés pour étudier l'hydrologie de bassins périurbains, à l'échelle intermédiaire ($\simeq 25\text{-}200 \text{ km}^2$) et sur de longues périodes.

Une partie de ces questions a été abordée dans le projet ANR AVuPUR¹. Ce projet a été élaboré pour produire des connaissances sur les bassins versants périurbains et développer des outils de modélisation permettant de quantifier l'impact de l'anthropisation sur leur hydrologie (Braud *et al.*, 2010, 2011). Les deux cas d'étude sont le bassin de l'Yzeron (150 km^2 , près de Lyon) et le bassin de la Chézine (34 km^2 , près de Nantes). De nombreuses données hydro-météorologiques et des bases de données géographiques ont été rassemblées au cours du projet pour comprendre le comportement hydrologique de ces bassins. Un travail de cartographie de l'occupation des sols à fine échelle a été réalisé à partir d'images de télédétection à très haute résolution et de photos aériennes. Il a abouti à la réalisation de cartes d'occupation des sols de 1945 à nos jours et de scénarios de prospective territoriale à l'horizon 2030. Des modélisations à différentes échelles, incluant des éléments anthropiques, ont été conduites pour quantifier les transferts d'eau dans le sol, le sous-sol et en surface de ces bassins. A fine échelle, les travaux de Jankowsky (2011) ont conduit à la mise en place d'un modèle détaillé continu mixte rural-urbain. Ce modèle, appelé PUMMA, est intégré dans la plateforme de modélisation LIQUID (Viallet *et al.*, 2006). Il a été appliqué sur un petit sous-bassin versant de l'Yzeron : la Chaudanne (3 km^2). A plus grande échelle (de la dizaine à la centaine de km^2), les travaux de modélisation du projet ont porté sur l'amélioration et/ou la reformulation de modèles existants distribués et continus. Cela s'est traduit par des reformulations de la représentation des écoulements ruraux dans le modèle urbain CANOE (INSAVALOR et SOGREAH, 1997), la refonte de ce modèle dans la plateforme de modélisation Hydrobox (Dorval, 2011) et la prise en compte de l'urbanisation dans les modèles ruraux ISBA-TOPMODEL (Furusho, 2011; Furusho *et al.*, 2013) et J2000 (Krause, 2002; Branger *et al.*, 2013).

Le projet AVuPUR a permis des avancées significatives en termes de description et de modélisation des bassins périurbains. En 2011, la fin du projet a ouvert de nombreuses perspectives pour deux raisons. Premièrement, les données rassemblées n'ont pas pu être entièrement exploitées dans le cadre de la modélisation hydrologique ; les scénarios d'occupation du sol futur n'ont pas été utilisés pour simuler leurs effets sur l'hydrologie. Deuxièmement, les adaptations des modèles existants et le développement du modèle PUMMA n'ont répondu que partiellement à la question de l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie de bassins périurbains. Certains modes de gestion des eaux pluviales n'ont pas été intégrés explicitement dans les modèles à cause d'un manque de souplesse en termes de choix de discrétisation de l'espace, de représentation des processus et de paramétrage. La mise en œuvre difficile de ces modèles développés pour la recherche

1. Le projet AVuPUR (Assessing the Vulnerability of Peri-Urbain Rivers), coordonné par I. Braud (Irstea, UR HHLY), a été sélectionné en réponse à l'Appel à Projet 2007 du programme « Vulnérabilité : Milieux et Climat » (01 Janvier 2008 au 31 août 2011). Site internet : <http://avupur.hydrowide.com/>

pose la question de l'utilisation d'outils de modélisation plus simples pour pouvoir valoriser les travaux effectués dans le projet AVuPUR. Certaines questions scientifiques n'ont ainsi pas pu être entièrement résolues : comment représenter les processus hydrologiques rendus dominants du fait de l'anthropisation, dans un modèle et sur de longues périodes, pour simuler l'hydrologie de bassins de taille intermédiaire ? Comment l'évolution de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales est-elle susceptible de modifier le cycle hydrologique d'un bassin versant ?

Remarque : Par la suite, les échelles spatiales mentionnées s'appuieront sur la classification arbitraire proposée par [Borah \(2011\)](#) : *petite* pour les bassins inférieurs à 25 km², *intermédiaire* pour les bassins de 25 à 200 km² et *grande* pour les bassins de plus de 200 km². Cette définition varie néanmoins selon les auteurs. [Praskievicz et Chang \(2009\)](#) différencient les petits bassins de moins de 1000 km² aux grands bassins de plus de 10 000 km².

OBJECTIF DE LA THESE

L'objectif de la thèse est de comprendre, par le biais d'une modélisation hydrologique continue et distribuée, l'impact sur le long terme de l'anthropisation sur l'hydrologie de bassins versants périurbains de taille intermédiaire. Les travaux de cette thèse se situent en aval du projet AVuPUR. Dans le cadre de ce projet, le modèle J2000 a montré de bonnes performances et des potentialités d'évolution. Il a donc été choisi en vue d'une application spécifique aux bassins périurbains et a été adapté en conséquence. La version périurbaine développée dans cette thèse, appelée J2000P (P pour Périurbain), a ensuite été appliquée au bassin de l'Yzeron pour lequel de nombreuses données sont disponibles. Les travaux de prospective territoriale réalisés dans le cadre d'AVuPUR ont été retravaillés pour réaliser des scénarios futurs d'occupation du sol et de gestion des eaux pluviales. Ils ont ensuite été intégrés dans la modélisation hydrologique pour répondre aux objectifs de la thèse.

Concrètement, les travaux de thèse ont consisté à :

1. Développer le modèle J2000P ;
2. Mettre en œuvre J2000P sur le bassin de l'Yzeron pour :
3. Simuler les processus hydrologiques ruraux et urbains :
 - à une échelle spatiale intermédiaire, pertinente pour les gestionnaires,
 - en continu sur de longues périodes pour pouvoir étudier le régime général du bassin (étiages, écoulements rapides, etc.) et pas seulement les crues.
4. Évaluer les résultats de la simulation ;
5. Tester des hypothèses de fonctionnement ;
6. Simuler des scénarios d'occupation du sol et de gestion des eaux pluviales futurs pour étudier leurs impacts sur l'hydrologie du bassin.

Les principaux enjeux scientifiques rattachés à ces questions sont la formalisation des processus et le paramétrage des modèles à une échelle spatio-temporelle adaptée, associés à une relative souplesse des outils de simulation utilisés.

Une partie de ces travaux s’inscrit dans le projet ROSENHY¹ (Rôle de l’Occupation du Sol vis à vis de la modélisation des flux ENergétiques et HYdriques en milieu urbain et périurbain) du programme EC2CO de l’INSU (Chancibault et Rodriguez, 2014). Ce projet s’appuie sur les résultats obtenus dans AVuPUR pour améliorer la modélisation des processus hydrologiques des bassins périurbains. Il vise à étudier l’impact de l’occupation du sol sur la modélisation météorologique et hydrologique en termes de flux énergétiques et hydriques, en milieu urbain et périurbain. Dans ce cadre, trois modèles hydrologiques (URBS, J2000 et ISBA-TOPMODEL) ont été adaptés pour intégrer différents modes de gestion des eaux pluviales. Les deux zones d’étude sont le bassin de la Chézine et le bassin de l’Yzeron. Une intercomparaison des modèles a été réalisée pour déterminer les atouts et les faiblesses de la représentation des processus hydrologique, dans des contextes pédo-climatiques différents.

PLAN DU MANUSCRIT

Le *chapitre 1* introduit la problématique. Les spécificités des bassins périurbains et les impacts de l’artificialisation sur leur hydrologie sont d’abord présentés. Une synthèse bibliographique est ensuite consacrée aux travaux de modélisation hydrologique existants en milieu périurbain. Les objectifs de la thèse et la méthodologie suivie sont finalement présentés.

Le *chapitre 2* décrit la stratégie de modélisation adoptée, les outils de modélisation utilisés et le développement d’une modélisation simplifiée adaptée au milieu périurbain. Le développement du modèle J2000P a été réalisé à partir du modèle J2000 (Krause *et al.*, 2006), intégré à la plateforme de modélisation en accès libre JAMS (Kralisch *et al.*, 2007). Cette plateforme confère au modèle J2000 suffisamment de souplesse en termes de discrétisation de l’espace, de représentation des processus et de paramétrage pour pouvoir le faire évoluer. Le modèle J2000P prend en compte explicitement les spécificités du milieu périurbain telles que l’hétérogénéité de l’occupation du sol, les réseaux d’assainissement et les déversoirs d’orage. La méthodologie de discrétisation spatiale adaptée aux problématiques périurbaines est décrite à la fin de ce chapitre.

Le *chapitre 3* présente le bassin de l’Yzeron choisi sur lequel a été appliqué le modèle J2000P. Ce bassin de 150 km², situé à l’ouest de Lyon, est instrumenté et étudié depuis les années 1970. Il est caractérisé par une occupation du sol très hétérogène avec à l’amont des forêts, au centre des îlots urbains entourés de cultures et à l’aval une zone urbaine dense. La gestion des eaux pluviales sur le bassin est effectuée par le biais de réseaux d’assainissement principalement unitaires et de déversoirs d’orages. Les données géographiques et hydrométéorologiques utilisées pour configurer le modèle sont décrites. Les bilans climatiques et hydrologiques du bassin de l’Yzeron et de ses sous-bassins instrumentés sont également présentés.

Le *chapitre 4* est consacré à la mise en œuvre du modèle. Celle-ci consiste à définir le maillage, les forçages atmosphériques, les paramètres distribués du modèle et les paramètres globaux. L’approche sans calibration choisie est principalement guidée par la compréhension des processus.

1. Le projet ROSENHY, coordonné par Katia Chancibault et Fabrice Rodriguez de l’IFSTTAR (Nantes), a été sélectionné en réponse à l’Appel à Projet 2012-2013 du programme EC2CO (ECologie COtière et Continentale).

Les paramètres sont spécifiés à partir des observations et de la littérature afin de pouvoir tester différentes hypothèses de fonctionnement.

Le *chapitre 5* décrit l'évaluation du modèle J2000P appliqué au bassin de l'Yzeron au pas de temps horaire et sur une période de 10 ans. Les critères d'évaluation choisis sont présentés en premier lieu. L'évaluation porte sur l'analyse du bilan hydrique sur toute la période, sur deux années hydrologiques et sur deux événements.

Le *chapitre 6* présente une analyse de sensibilité « pas à pas » (méthode OAT, *One At a Time*), qui a été conduite pour tester des hypothèses de fonctionnement et estimer l'influence de certains paramètres sur la modélisation.

Le *chapitre 7* présente la démarche suivie pour construire des scénarios futurs d'occupation du sol et de gestion des eaux pluviales. Ces scénarios, transcrits en termes hydrologiques, sont ensuite utilisés pour tester l'impact de la modification de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales sur l'hydrologie du bassin, à forçages atmosphériques identiques.

Ce manuscrit se termine par des conclusions générales et les perspectives de travail.

Chapitre 1

État de l'art et problématique

RÉSUMÉ

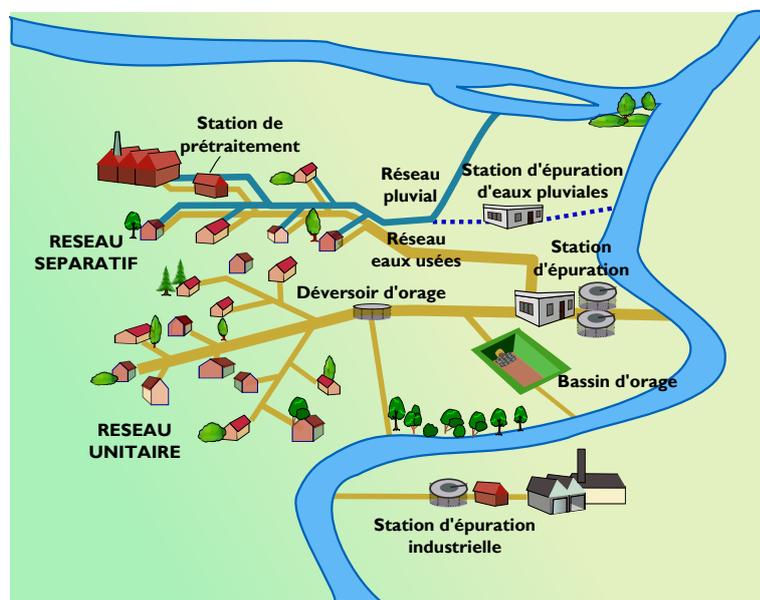
Ce premier chapitre décrit les spécificités des bassins périurbains. Les impacts de l'anthropisation sur le cycle hydrologique de ces bassins ont été recensés à partir de la littérature. Un bilan des principaux résultats est présenté en deux parties : la première décrit les impacts sur le bilan hydrique et la seconde présente les impacts sur les temps de réponse aux événements pluvieux. La question de l'existence d'un seuil d'urbanisation est évoquée. La modélisation hydrologique étant l'outil choisi pour étudier ces bassins, des exemples de modèles utilisés pour décrire l'hydrologie de bassins périurbains sont présentés. L'objectif n'est pas de lister tous les modèles existants mais plutôt de donner un aperçu des différents types de fonctionnement. Les méthodes utilisées pour modéliser les impacts de changement de l'occupation du sol sont également décrites. Enfin, la démarche de la thèse est présentée.

1.1. SPÉCIFICITÉS DES BASSINS VERSANTS PÉRIURBAINS

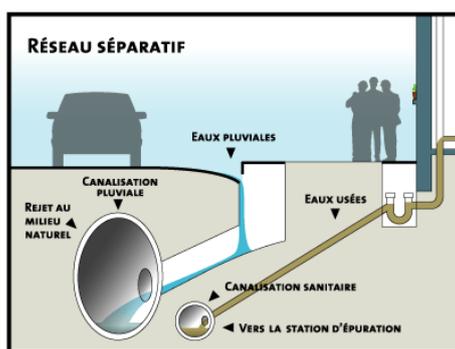
En France, très peu de bassins versants sont réellement naturels, nombreux sont ceux qui ont été aménagés pour diverses exploitations du territoire. La référence à un fonctionnement naturel est plutôt « *de nature historique et correspond souvent à un équilibre, réel ou supposé, qu'avait atteint la plupart des bassins versants à une période suffisamment peu éloignée dans le temps pour que la mémoire collective en ait conservé la trace* » (Chocat et Brelot, 2002). Or, les actions anthropiques sur un bassin versant peuvent entraîner une modification des règles de partage des différents flux hydrologiques et donc du bilan hydrique. Les bassins périurbains, soumis à une évolution rapide de l'occupation du sol due au phénomène d'étalement urbain (Jacqueminet *et al.*, 2013), y sont particulièrement sensibles.

Ces bassins sont caractérisés par des degrés d'imperméabilisation variables (liés à la densité d'urbanisation) et par différents modes de gestion des eaux pluviales. Le réseau de drainage périurbain est constitué à la fois du réseau hydrographique naturel (rivières, lacs), des réseaux d'irrigation et de drainage (canaux, fossés) et des réseaux urbains (routes, fossés, réseaux d'assainissement et d'eau potable, bassins de rétention). Les réseaux d'assainissement sont constitués

de réseaux unitaires et séparatifs (Figure 1.1). Le réseau unitaire emmène conjointement les eaux usées et pluviales à la station d'épuration (STEP) afin qu'elles y soient traitées puis rejetées dans le milieu naturel (rivière, mer). En cas de fortes pluies, et pour éviter la surcharge du réseau, une partie de ces eaux peut être déviée et conduite directement à la rivière par le biais de déversoirs d'orage (DO). Lorsqu'il existe un réseau séparatif, les eaux usées et les eaux pluviales sont collectées séparément. Les eaux usées sont conduites à la STEP par un réseau d'eaux usées. En milieu urbain, les eaux pluviales peuvent être drainées par un réseau séparatif (ou réseau d'eaux pluviales). Elles sont en général envoyées directement à la rivière sans passage par la STEP ni traitement préalable. Des bassins de décantation et d'infiltration sont parfois construits pour traiter ces eaux avant leur rejet.



(a)



(b)



(c)

Figure 1.1 – Le réseau d'assainissement : (a) Modes de gestion des eaux pluviales par des réseaux d'eaux usées ou pluviales et chemin de l'eau, de la source de production à la rivière (schéma C. Poulard), (b) Connexion des eaux usées et pluviales à un réseau d'assainissement séparatif à l'échelle d'une rue et d'une maison, (c) Exemple de déversoir d'orage (Source : *Vazquez et al., 2006*)

La connectivité des zones urbaines au réseau d'assainissement est variable. **Laenen (1983)** différencie les surfaces imperméables totales (TIA, *Total Impervious Areas*) des surfaces imperméables effectives (EIA, *Effective Impervious Areas*) également appelées surfaces imperméables directement connectées (DCIA, *Directly Connected Impervious Areas*). Les EIA sont des surfaces imperméables hydrauliquement connectés à un système de drainage comme par exemple des toitures équipées d'un branchement ou des voiries avec avaloirs (Figure 1.2). L'eau qui ruisselle sur des EIA rejoint la rivière par le réseau d'assainissement, en général plus rapidement que l'eau qui ruisselle sur une zone perméable ou une zone imperméable non connectée au réseau. Les EIA varient en fonction de l'intensité et du cumul de pluie. Plus une zone est urbanisée, plus les EIA se confondent avec les TIA. L'estimation des EIA peut se faire de différentes manières : équations empiriques basées sur des mesures de terrain (**Alley et Veenhuis, 1983; Laenen, 1983**), analyse de données pluie-débit (**Boyd et al., 1993**), techniques SIG basées sur des données satellitaires ou aériennes d'occupation du sol (**Han et Burian, 2009; Sahoo et Sreeja, 2014**), enquêtes de terrain visant à déterminer les connexions existantes entre les gouttières, les rues et le réseau d'assainissement (**Lee et Heaney, 2003**). Sur une zone urbanisée de Denver, **Alley et Veenhuis (1983)** ont établi la relation empirique suivante : $EIA = 0,15 \cdot (TIA)^{1,41}$. A partir d'estimations d'EIA sur 40 bassins de l'Oregon aux États-Unis, l'USGS¹ a formulé une autre équation empirique (**Laenen, 1983**) : $EIA = 3,6 + 0,43 \cdot TIA$. Cette équation est valable uniquement pour un pourcentage de TIA compris entre 10 et 50 % de la surface totale du bassin. **Sutherland (1995)** propose cinq autres équations empiriques à partir d'un calage sur plusieurs bassins versants présentant une morphologie similaire en ce qui concerne la densité du réseau et l'occupation du sol. **Shuster et al. (2005)** ont recensé des ratios EIA/TIA entre 0,14 et 0,60 selon le niveau de développement urbain et le type de drainage des eaux pluviales (routes avec ou sans bordures ni caniveaux). Sur le bassin périurbain de la Chézine, **Furusho et al. (2013)** estiment à 10,5 % le pourcentage de surfaces imperméables connectées. À partir de données urbaines très détaillées d'un bassin belge périurbain de 350 km², **Vrebos et al. (2014)** ont calculé des pourcentages d'EIA sur huit zones, chacune connectée à une STEP. Les résultats obtenus montrent une grande variabilité avec des pourcentages allant de 87 à 47 %. Sur la totalité du bassin, le rapport EIA/TIA est de 0,6. En conclusion, la littérature montre que les valeurs d'EIA sont très variables selon le site d'étude et la méthode de calcul choisie.

Différentes méthodes alternatives au « tout-tuyau » existent pour gérer les eaux pluviales, qui peuvent prendre plusieurs noms : SUDS (*Sustainable Urban Drainage Systems*) au Royaume-Uni, LID (*Low Impact Development urban stormwater drainage system*) aux États-Unis, WSUD (*Water Sensitive Urban Design*) en Australie (**Roy et al., 2008**). En France, on parle de techniques alternatives, qu'il faut entendre comme alternatives aux méthodes employées jusqu'à présent, c'est-à-dire l'évacuation des eaux, loin de la ville, par des tuyaux principalement (**Chocat, 1997a**). Ces méthodes permettent de retenir, stocker, infiltrer ou traiter une partie des eaux pluviales. Ce sont des zones humides, des bassins de rétention, des fossés d'infiltration, des citernes, des toits végétalisés, des pavés poreux, des jardins pluviaux, etc.

1. United States Geological Survey. Créé en 1879, cet organisme gouvernemental américain se consacre aux sciences de la Terre et à l'hydrologie.

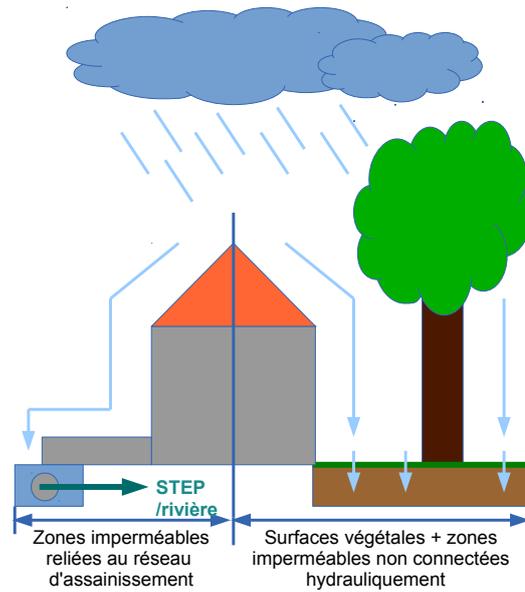


Figure 1.2 – Schéma montrant les différences entre TIA et EIA

L'étalement urbain et la mise en place d'une gestion des eaux pluviales par des réseaux d'assainissement entraînent une modification des frontières topographiques du bassin versant. La collecte des eaux pluviales par les réseaux étant effectuée au sein de frontières administratives, ces eaux peuvent être transférées d'un bassin versant à un autre pour rejoindre une STEP. Le bilan hydrique du bassin est alors modifié (Simmons et Reynolds, 1982). Jankowfsky *et al.* (2013) ont estimé, à partir de différentes méthodes semi-automatiques, la surface du bassin périurbain de la Chaudanne (sous-bassin de l'Yzeron) à partir de la topographie et du réseau d'assainissement. Celle-ci peut varier entre 2,9 km² (temps sec) et 4,1 km² (temps pluvieux). Cette différence de 30 % entre les deux surfaces est due au drainage des eaux de ruissellement urbaines situées à l'intérieur et en dehors des frontières topographiques (Figure 1.3a). Les eaux de ruissellement collectées par les réseaux unitaires rejoignent une STEP en dehors du bassin et sont donc « perdues » pour celui-ci, sauf lorsqu'au cours d'un événement pluvieux les réseaux sont saturés et qu'une partie de l'eau est déversée dans les cours d'eau par le biais des DO. Vrebos *et al.* (2014) ont étudié les effets de la présence de réseaux d'assainissement et de STEP sur la délimitation du contour d'un bassin de 350 km² (Figure 1.3b). Sur les 131 sous-bassins délimités dans le bassin total, les réseaux engendrent une variation de surface de -16% (si des zones urbaines du bassin sont connectées à une STEP en dehors du bassin) à 3% (si des zones urbaines situées en dehors du bassin rejoignent une STEP située dans le bassin). Sur les 1661 ha de zones urbaines du bassin connectées aux différentes STEP, seuls 54 % sont connectés à une STEP qui rejette dans le bassin. De plus, 461 ha de zones urbaines situées en dehors du bassin sont connectés à une STEP dans le bassin. Ces différences peuvent être non négligeables quand le ruissellement urbain est le principal contributeur au débit du cours d'eau.

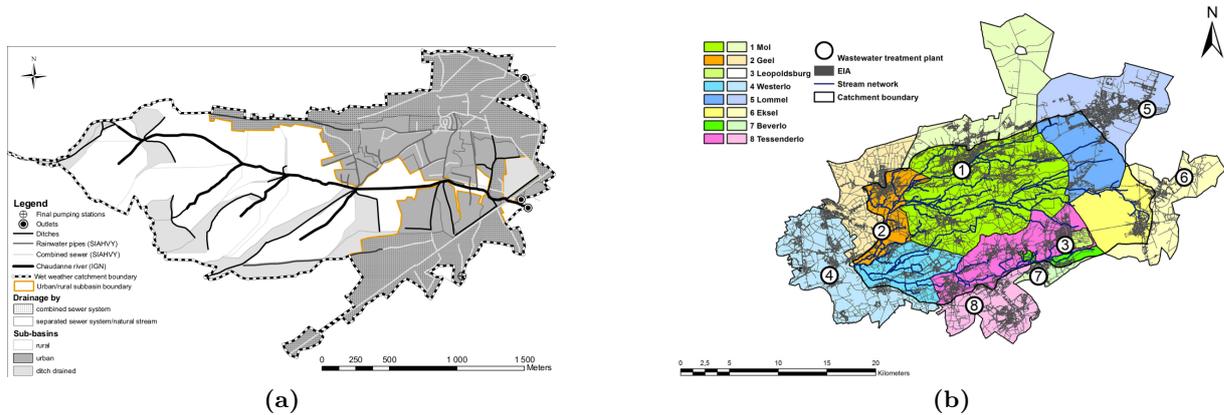


Figure 1.3 – Exemples de modification de frontières de bassins du fait de la présence de réseaux d’assainissement : (a) contour du petit bassin périurbain de la Chaudanne par temps pluvieux (Source : [Jankowfsky et al., 2013](#)). Les zones en pointillés correspondent aux zones du bassin connectées à la rivière uniquement par le biais des DO, (b) contour topographique du bassin de Grote Nete en Belgique (350 km²) en couleurs foncées et contour gras, modifié par la présence de 8 STEP. Les couleurs correspondent aux zones de collecte des STEP. Les STEP 1 à 3 rejettent les eaux usées et pluviales traitées dans le bassin. Les STEP 4 à 8 rejettent les eaux collectées et traitées en dehors du bassin (Source : [Vrebos et al., 2014](#)).

1.2. LES IMPACTS DE L’ANTHROPISATION SUR LES PROCESSUS HYDROLOGIQUES DE BASSINS PÉRIURBAINS

Les caractéristiques des zones périurbaines, qui influent sur la capacité d’infiltration du bassin et sur ses chemins d’écoulement, modifient son bilan hydrique et ses temps de réponse (Figure 1.4). Dès les années 1970, les impacts engendrés par l’urbanisation sur l’hydrologie de bassins versants sont répertoriés par différents auteurs ([Leopold, 1968](#); [Hirsch et al., 1990](#); [O’Loughlin et al., 1996](#)). Les enjeux économiques et environnementaux sont tels que les travaux dans ce domaine sont nombreux. L’objectif de cette section n’est pas de les recenser de manière exhaustive, mais plutôt de faire un bilan des principaux résultats, illustré par des exemples.

1.2.1. Modification du bilan hydrique

En réduisant la capacité d’infiltration et la rugosité des sols artificialisés, l’imperméabilisation des milieux peut entraîner une augmentation du ruissellement direct ([Ott et Uhlenbrook, 2004](#); [Burns et al., 2005](#); [Liu et al., 2006](#); [Braud et al., 2013a](#); [Barron et al., 2013](#)). Les zones compactées aux frontières des milieux artificialisés contribuent aussi à augmenter le ruissellement du fait de la diminution de leur capacité d’infiltration ([Slonecker et al., 2001](#)). Selon [Lee et Heaney \(2003\)](#), la principale contribution aux petites crues est le ruissellement produit par les surfaces imperméables effectives. [Mejia et Moglen \(2010\)](#) et [Zhang et Shuster \(2014\)](#) montrent que l’influence des surfaces imperméables sur la réponse hydrologique dépend plus de leur distribution spatiale que de leur pourcentage sur le bassin. A l’échelle du bassin, des phénomènes plus

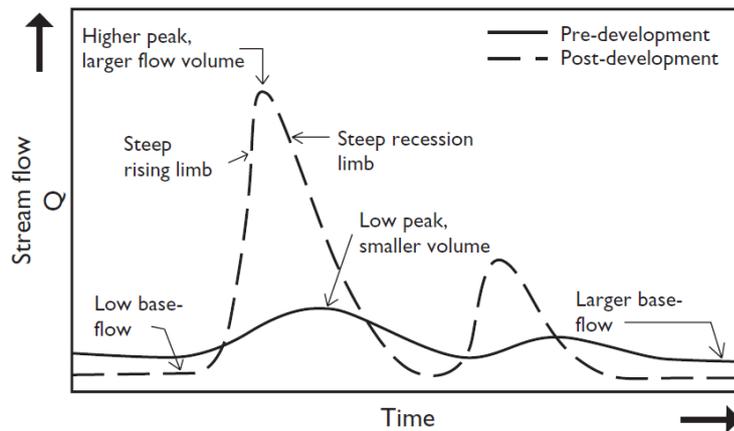


Figure 1.4 – Les effets de l’urbanisation sur le débit des cours d’eau (Source : Marsaleck *et al.*, 2007)

complexes peuvent se produire avec parfois des effets de l’anthropisation antagonistes à l’échelle d’un bassin versant (par exemple : augmentation du ruissellement sur les surfaces imperméables et en parallèle augmentation de l’infiltration dans les anciennes zones agricoles en reforestation).

Comme mentionné précédemment, le transport des eaux d’assainissement et des eaux pluviales à la STEP ou à la rivière peut conduire à des dérivations de l’eau, ce qui modifie les frontières topographiques du bassin (Jankowsky *et al.*, 2013). La présence de DO influence le régime des rivières et ce d’autant plus que la période est sèche et qu’ils en deviennent les principaux contributeurs (Braud *et al.*, 2013a). Dans le bassin de Grote Nete, le rejet des eaux traitées par les STEP contribue entre 5,5 % (période de pluie) et 23,6 % (période sèche estivale) au débit journalier dans la rivière (Vrebos *et al.*, 2014).

Les écoulements de subsurface des zones naturelles dans les zones urbaines et les écoulements dans le réseau d’assainissement peuvent parfois jouer un rôle important dans la génération des écoulements en milieu urbain. Selon Berthier *et al.* (2004), ce rôle peut être d’autant plus important que le niveau des nappes est haut. Généralement, les processus hydrologiques souterrains sont modifiés du fait de l’imperméabilisation des surfaces, de la déforestation et du pompage de l’eau pour l’alimentation en eau potable et agricole. L’augmentation du ruissellement de surface entraîne une diminution de l’infiltration et donc une diminution des écoulements de subsurface, du débit de base et du temps de recharge des nappes (Rose et Peters, 2001; Braud *et al.*, 2013a). La présence d’un réseau d’assainissement peut engendrer un drainage de l’eau des nappes quand elles sont suffisamment hautes à cause des défauts d’étanchéité dans les réseaux enterrés (Joannis *et al.*, 1993; Rodriguez *et al.*, 2008; Braud *et al.*, 2013a). A l’inverse, des fuites des réseaux d’eau potable et d’assainissement ainsi que la présence de bassins de rétention ou de fosses septiques peuvent parfois compenser le déficit d’infiltration (Sherlock *et al.*, 2002). Une gestion des eaux pluviales à la source par des systèmes d’infiltration, associée à une hydrogéologie particulière,

peut également contribuer à la recharge des nappes souterraines (Barron *et al.*, 2013).

La conversion de zones naturelles en zones artificielles plus ou moins végétalisées influence également l'évaporation sur le bassin versant, avec une tendance à la baisse (Dow et DeWalle, 2000). Cependant, selon ces auteurs, ce résultat est à nuancer selon la taille du bassin versant, le type d'occupation du sol et le type de gestion des eaux pluviales. Les effets peuvent également être très différents selon l'échelle spatio-temporelle d'étude. Par exemple, l'urbanisation d'une zone initialement forestière ou agricole peut provoquer une diminution de l'évapotranspiration tandis que la présence d'une pelouse irriguée peut engendrer une hausse de l'évapotranspiration comparée à une zone rurale non irriguée. Les réseaux et les fossés ou autres systèmes d'infiltration auront tendance à diminuer l'évapotranspiration en favorisant la récupération des eaux pluviales et l'infiltration (Barron *et al.*, 2013), tandis qu'une gestion plus durable avec des bassins de rétention et des réservoirs de récupération des eaux de pluie sera propice à réduire les effets de l'urbanisation sur l'évapotranspiration (Hamel *et al.*, 2011). Les outils de modélisation du milieu urbain prenant rarement en compte les écoulements souterrains, les effets de ce type de gestion sont encore difficiles à estimer à l'échelle du bassin (Hamel *et al.*, 2013).

1.2.2. Modification des temps de réponse aux événements pluvieux

L'imperméabilisation des surfaces et la présence de routes, fossés, bâtiments et réseaux d'assainissement modifient les chemins empruntés par l'eau (Jones *et al.*, 2000; Semadeni-Davies *et al.*, 2008) et provoquent une accélération des écoulements dans le bassin. La réponse du bassin à l'exutoire va donc être modifiée : le débit de pointe augmente, les temps de réponse¹ du bassin diminuent, comme le temps de concentration² (Rose et Peters, 2001; Beighley *et al.*, 2003; Ott et Uhlenbrook, 2004; Burns *et al.*, 2005; Braud *et al.*, 2013a). Miller *et al.* (2014) soulignent que plus que l'imperméabilisation des surfaces, c'est la connexion de certaines zones urbaines à un réseau de drainage qui augmente la soudaineté des crues.

Les réponses hydrologiques à un événement pluvieux dans des zones naturelles ou dans des zones urbaines diffèrent car les temps de réponse ne sont pas identiques. Sheeder *et al.* (2002) ont comparé les débits à l'exutoire de deux petits bassins versants emboîtés, l'un rural et l'autre urbanisé. Ils ont observé, à la suite d'un même événement pluvieux, deux pics à l'exutoire principal, le premier court et intense, provenant des zones urbaines et le second, de plus faible magnitude et avec un grand temps de réponse, provenant des zones non urbaines. La présence de ces deux pics serait la conséquence du « drainage partiel » du bassin versant (le ruissellement direct serait produit uniquement par une petite surface du bassin versant, soit 5 à 10 %). Liu *et al.* (2006) nuancent ces résultats en faisant intervenir le type de précipitations. Ils montrent que, lors d'un événement pluvieux de faible ou moyenne intensité, la contribution majoritaire à l'écoulement en début d'événement est celle des zones urbaines car leurs temps de réponse sont

1. Le temps de réponse est défini par la durée comprise entre les centres de gravité de la pluie nette et de l'hydrogramme d'écoulement direct (Musy, 2012).

2. Le temps de concentration se caractérise par la durée maximale nécessaire à une goutte d'eau pour parcourir le chemin hydrologique entre un point du bassin et l'exutoire de ce dernier (Musy, 2012).

courts. L'écoulement de subsurface provenant des forêts, prairies et terres agricoles forment en général la récession de l'hydrogramme. En revanche, en saison humide et pour des événements pluvieux de plus grande intensité, les écoulements provenant des zones forestières et agricoles contribuent en grande partie à la formation du débit de pointe. Les sols du bassin versant se saturent rapidement et les capacités de stockage des zones non urbanisées diminuent nettement. Les effets de ralentissement des flux que pourraient avoir les zones naturelles avec, initialement, des capacités de stockage supérieures à celles de zones urbanisées, diminuent en conséquence (O'Loughlin *et al.*, 1996; Beighley *et al.*, 2003; Ott et Uhlenbrook, 2004; Bronstert *et al.*, 2007). Ces résultats sont confirmés par ceux de Furusho *et al.* (2014) qui ont analysé un ensemble d'événements pluie-débit caractéristiques d'un bassin versant périurbain situé près de Nantes. Ces événements sont regroupés en classes homogènes, caractérisées par un coefficient d'écoulement moyen et une fonction de transfert, tous deux considérés comme des signatures du régime hydrologique du bassin. En comparant les fonctions de transfert calculées à partir des séries pluie-débit à des fonctions de transfert estimées sur la base d'hypothèses de fonctionnement hydrologique, ils montrent que le comportement du bassin dépend de l'humidité initiale du sol. Pendant la saison sèche, le bassin se comporte comme un bassin urbain classique : les principales zones contributives sont les zones urbaines. En période humide, les zones naturelles, malgré un temps de réponse plus long, contribuent aux écoulements et ce d'autant plus que l'événement pluvieux est important.

Certains auteurs montrent également que ce n'est pas le pourcentage total d'urbanisation qui influe le plus sur la génération des écoulements mais la forte variabilité spatiale et la localisation des zones urbaines dans le bassin (Miller *et al.*, 2002; Beighley et Moglen, 2002; Beighley *et al.*, 2003; Jacobson, 2011; Paudel *et al.*, 2011). Ainsi, l'impact de l'urbanisation sur les pics de crue à l'exutoire augmente si l'urbanisation se fait en amont plutôt qu'en aval. Selon Beighley et Moglen (2002), la réponse hydrologique d'une zone urbanisée située en amont du bassin versant est plus rapide que celle obtenue dans des conditions de pré-développement puisque le temps de concentration diminue. Or, si la réponse est plus rapide, il y a plus de chance que le pic de réponse des zones en amont coïncide avec celui des zones situées en aval, provoquant ainsi une hausse du pic de crue à l'exutoire. Paudel *et al.* (2011) montrent également que l'impact sur les débits à l'exutoire dépend de la localisation des zones artificielles dans le bassin et soulignent l'importance de leur connexion à la rivière. Ainsi, des zones imperméables proches de la rivière et connectées à celle-ci engendreraient une augmentation des débits de pointe et des volumes écoulés. En revanche, des zones non connectées influeraient peu sur les volumes écoulés car les flux d'eau provenant de ces zones seraient susceptibles de s'infiltrer dans les zones perméables avoisinantes avant d'atteindre la rivière. Beighley *et al.* (2003) notent également l'impact que peut avoir le type de climat à l'endroit où se développent les zones urbaines : si l'urbanisation se produit sur des zones pluvieuses (par exemple les zones en amont, de plus haute altitude), l'impact sur les écoulements sera plus important que si des zones urbaines se construisent sur des zones moins pluvieuses.

En ce qui concerne les écoulements dans les rivières, on peut s'attendre à une accélération de l'écoulement (Chocat et Brelot, 2002). Cet accroissement des vitesses d'écoulement est dû au

drainage des sols, au recalibrage des ruisseaux et fossés et au remplacement du réseau hydrographique naturel par un réseau d'assainissement au tracé direct.

1.2.3. La question du seuil d'urbanisation

Il a été montré que l'existence de zones urbaines pouvait perturber la réponse « naturelle » du bassin. Une question clé reste cependant encore non élucidée : existe-t-il des pourcentages seuils de zones imperméables pour lesquels la réponse hydrologique est typiquement urbaine ? De nombreux auteurs ont tenté d'y apporter une réponse (Brun et Band, 2000; Dow et DeWalle, 2000; Beighley et Moglen, 2002; Shuster *et al.*, 2005; Praskievicz et Chang, 2009; Jacobson, 2011). Burns *et al.* (2005) ont montré que la réponse du bassin était influencée par la densité de zones urbaines mais que l'augmentation du pic de crue était non linéaire avec celle-ci. Brun et Band (2000) ont modélisé le comportement hydrologique d'un bassin versant soumis à différents types d'occupation du sol. Ils ont établi une formule empirique entre le coefficient d'écoulement simulé, le pourcentage de saturation du sol simulé et le pourcentage de surfaces imperméables. Ils ont ainsi montré que le seuil de surfaces imperméables à partir duquel l'urbanisation pouvait influencer le régime d'écoulement de leur bassin était de 20 à 25 %. Quant à Yang *et al.* (2010), ils ont trouvé que le seuil de surfaces imperméables à partir duquel l'urbanisation d'un bassin versant commençait à avoir des effets statistiquement détectables sur le régime d'écoulement était de 3 à 5 %. Ce seuil semble donc être très empirique. Il dépend du site observé (Shuster *et al.*, 2005) et de la manière dont sont définies les zones imperméables.

1.2.4. Autres impacts : qualité de l'eau et géomorphologie

L'ensemble des modifications des processus hydrologiques énoncées ci-dessus contribue à aggraver les phénomènes d'érosion et de pollution de l'eau sur les bassins versants (Figure 1.5). La stabilité des berges des cours d'eau peut être fortement affectée et Booth et Jackson (1997) évoquent un changement notable lorsque les EIA dépassent 10 %. L'imperméabilisation des sols, le développement de réseaux de drainage artificiels et le reboisement peuvent engendrer des incisions et des élargissements des cours d'eau dans les bassins périurbains (Grosprêtre, 2011; Navratil *et al.*, 2013). Plus que le pourcentage de TIA, ce sont les rejets ponctuels d'eaux pluviales par le biais des routes, des réseaux et des DO qui impactent le cours d'eau (Navratil *et al.*, 2013). L'accroissement des débits instantanés de ruissellement peut entraîner une augmentation de la fréquence des inondations tandis que la baisse du niveau des étiages (nappes et rivières) peut conduire à une augmentation des concentrations et donc de la pollution dans les cours d'eau (O'Loughlin *et al.*, 1996; Hatt *et al.*, 2004; Chocat *et al.*, 2004; Walsh *et al.*, 2005; Nirupama et Simonovic, 2007). Les déversements des DO contribuent également à diminuer la qualité de l'eau de la rivière (Breil *et al.*, 2007; Rodríguez *et al.*, 2012).

1.2.5. Conclusion

Les bassins périurbains, constitués de zones urbaines, agricoles et naturelles, sont des bassins versants complexes à étudier. L'augmentation des surfaces imperméables et les modifications des chemins d'écoulement par les réseaux d'assainissement influencent leur hydrologie. Ces modifica-

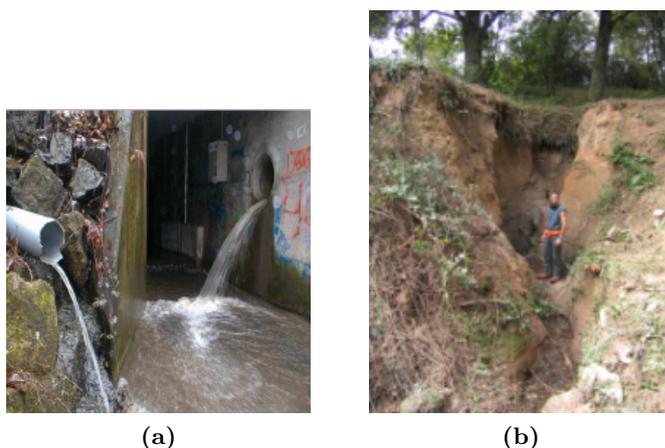


Figure 1.5 – Exemples d'impact de l'urbanisation sur les cours d'eau (photos Équipe Météorologie, Irstea Lyon) : (a) pollution du cours d'eau par le biais de rejets d'eaux usées et pluviales par les déversoirs d'orage (Chaudanne, Yzeron), (b) érosion des berges d'un cours d'eau périurbain

tions sont notamment liées aux choix de modes de gestion des eaux pluviales : réseaux unitaires, réseaux séparatifs, infiltration à la parcelle, etc. Les connaissances des effets de l'urbanisation sur l'hydrologie de ces bassins sont encore incomplètes et mobilisent la recherche : projet AVu-PUR (Braud *et al.*, 2010), numéro spécial du *Journal of Hydrology* (Braud *et al.*, 2013b), projet ROSENHY (Chancibault et Rodriguez, 2014), etc. Les résultats présentés ici montrent que les scientifiques ont dénombré un certain nombre d'effets de l'anthropisation sur l'hydrologie des bassins versants. Certains de ces effets sont parfois opposés avec, par exemple, une recharge des nappes par les fosses septiques *vs.* baisse de l'infiltration du fait de l'imperméabilisation des surfaces. Des tendances générales se retrouvent dans les études mais la quantification des effets varie d'un bassin à l'autre selon leur taille, le climat, l'importance de l'urbanisation et également les méthodes employées. Les modèles hydrologiques sont des outils intéressants pour étudier et quantifier les impacts de l'urbanisation croissante sur le régime hydrologique des bassins versants.

1.3. QUELLES APPROCHES EN MODÉLISATION HYDROLOGIQUE ?

1.3.1. Qu'est-ce que la modélisation hydrologique ?

Un modèle peut être défini comme « une représentation simplifiée d'un système physique donné et des différents processus explicatifs de son fonctionnement » Hingray *et al.* (2009). La modélisation permet d'estimer la véracité d'hypothèses émises pour simplifier le monde réel ou de prédire son comportement à partir de la connaissance de certains phénomènes naturels (Beven, 1989).

Les modèles hydrologiques transforment des séries chronologiques décrivant le climat d'un bassin versant (précipitations, évapotranspiration, etc.) en une série de débits (modèle pluie-débit) ou simulent le bilan hydrique complet (évapotranspiration, état hydrique du sol, niveau de saturation, ruissellement de surface, écoulement souterrain latéral, etc.). Cette transformation est généralement constituée de deux phases, décrites de manière plus ou moins détaillée dans les modèles :

1. la phase de « production » : la pluie brute qui tombe sur le bassin versant est répartie entre une quantité d'eau stockée par le bassin, une quantité évaporée et une quantité qui participe au débit,
2. la phase de « transfert » : la quantité d'eau qui participe au débit est transférée ou routée de son lieu de production à l'exutoire du bassin.

Hingray *et al.* (2009) schématisent les modèles hydrologiques comme un ensemble de modules ou de sous-modèles décrivant les processus hydrologiques jugés importants (Figure 1.6). Ces modules sont généralement dépendants les uns des autres : les sorties de l'un sont les entrées d'un autre. Le premier module transforme les données météorologiques pour produire les données de forçage en entrée aux résolutions spatio-temporelles requises par le modèle. Un module de neige peut être utilisé pour traiter les phénomènes liés à la présence de précipitations solides. Un troisième module simule la répartition des flux hydriques entre le sol, la végétation et l'atmosphère. Ce module est assimilé à la « fonction de production » (pluie brute en entrée, pluie nette en sortie). L'eau infiltrée dans le sol peut être gérée dans un autre module ou par le module précédent. Un module de routage transfère le ruissellement et les volumes infiltrés à l'exutoire. Ce module peut également prendre en compte la propagation dans la rivière et on parle alors de « fonction de transfert ».

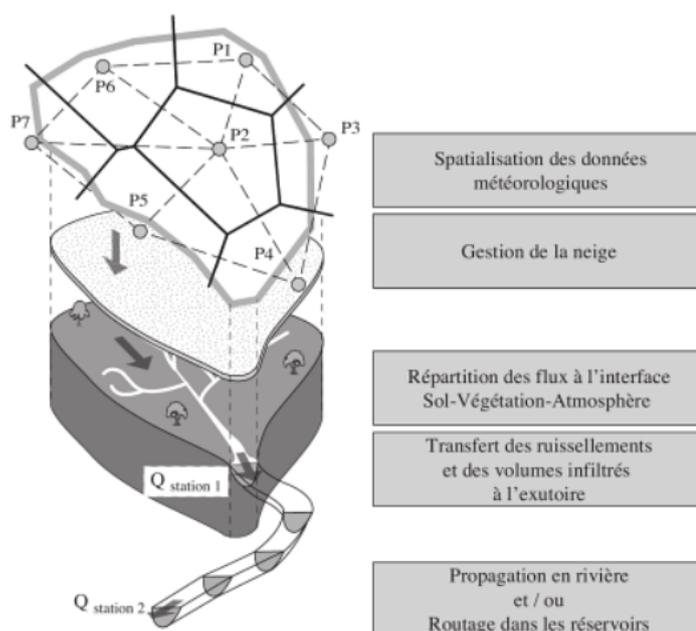


Figure 1.6 – Modules possibles d'un modèle hydrologique (Source : Hingray *et al.*, 2009)

1.3.2. Classification des modèles

Singh et Woolisher (2002) ont recensé en tout plus de 70 modèles hydrologiques, chacun ayant été construit et étant utilisé dans un but précis : compréhension des processus, gestion de l'eau, prévision de crues, étude du transport de polluants, etc. Pour distinguer les modèles entre eux, de nombreuses classifications ont été proposées (Singh, 1995; Refsgaard et Knudsen, 1996; Ambroise, 1999). Nous proposons de les distinguer selon les critères suivants :

Discrétisation spatiale

Les modèles peuvent être *globaux* ou *distribués*. Les modèles *globaux* considèrent le bassin versant comme une entité unique. Ses caractéristiques (occupation du sol, sol, précipitations, etc.) sont uniformes sur l'ensemble de l'entité. Les modèles *distribués* décomposent le bassin en mailles (ou unités de modélisations) régulières ou irrégulières plus ou moins fines. Ces mailles sont utilisées pour répondre à des contraintes numériques et pour prendre en compte la variabilité spatiale des forçages météorologiques et des caractéristiques du bassin qui déterminent sa réponse hydrologique (occupation du sol, pédologie, géologie). La spatialisaiton est parfaitement adaptée à la modélisation périurbaine. L'échelle spatiale « optimale » de discrétisation est choisie en fonction de l'objectif de modélisation, de la taille du bassin versant étudié (quelques hectares à quelques dizaines de km²), de la précision des processus représentés et des données disponibles.

Représentation des processus

Les auteurs ont pris l'habitude de distinguer les modèles *empiriques*, *conceptuels* et *à base physique* mais cette distinction tend à s'effacer, comme nous le verrons plus bas.

Les modèles *empiriques* (ou « black box ») utilisent les séries de données chronologiques pour en déduire la structure du modèle ainsi que sa paramétrisation. Aucune connaissance a priori du comportement du bassin versant et des processus hydrologiques n'est prise en compte.

Les modèles *conceptuels* s'appuient sur des schémas de fonctionnement. Ils se basent sur le calcul de flux entre des éléments de stockage ou des réservoirs : remplissage par précipitation, infiltration, percolation et vidange par évapotranspiration, ruissellement, drainage. Un processus de calibration permet d'estimer la valeur des paramètres à partir des séries temporelles de données. Ces paramètres décrivent la taille des réservoirs et la répartition des écoulements. Un seul paramètre pouvant décrire plusieurs processus, il peut ne pas être directement lié aux mesures de terrain. Ces modèles sont basés sur une certaine compréhension du système hydrologique, initiée par le modélisateur. Celui-ci détermine la structure du modèle avant de l'utiliser.

Les modèles *à base physique* s'appuient sur des équations phénoménologiques. Ils décrivent les processus à partir de la résolution d'équations issues de la mécanique des fluides : équation de Darcy-Richards en milieu non-saturé, équation de Boussinesq en milieu saturé et équation de Barré Saint-Venant pour les écoulements à surface libre. La représentation physique des processus permettrait de relier plus facilement les paramètres utilisés aux caractéristiques physiques du bassin (humidité du sol, texture, conductivité hydraulique, coefficient de frottement, etc.) et

ce, sans calage. Si certains paramètres n'ont pas été mesurés sur le terrain étudié, les résultats d'études antérieures peuvent aider à estimer leur valeur. Ces modèles ont besoin de beaucoup de données qui ne sont pas ou rarement disponibles et parfois non mesurables à l'échelle nécessaire (Beven, 1989; Refsgaard, 1997). Une étape de calage peut donc être nécessaire.

En pratique, la frontière entre les modèles conceptuels et à base physique est floue et critiquée (Beven, 1989; Beven et Young, 2013). La différence entre l'« échelle du processus » et l'« échelle d'observation » oblige à simplifier les équations physiques (Bloschl et Sivapalan, 1995). La complexité du système à modéliser est souvent telle qu'il est utopique de vouloir modéliser physiquement l'ensemble des processus. Certains modèles à base physique se rapprochent donc de schémas conceptuels. A l'inverse, même si les modèles conceptuels se basent sur une représentation simple du système étudié et dépourvue de réalité physique (ex : réservoirs), ils peuvent s'appuyer sur des concepts physiques (ex : un réservoir qui représente le stockage de l'eau dans la végétation) (Kauark-Leite et Nascimento, 1993). Par la suite, nous ne distinguerons pas les modèles à base physique et les modèles conceptuels et nous parlerons de modèles *orientés processus*. Ce type de modèle est plus adapté à la représentation des zones urbaines que les modèles empiriques.

Période de temps considérée pour la simulation

Les modèles *événementiels* simulent uniquement un événement pluvieux. Seuls les processus dominants durant les crues sont considérés (ex : ruissellement) et les phénomènes plus lents sont négligés (ex : évapotranspiration). Leur efficacité dépend de la bonne estimation des conditions initiales d'humidité du sol, de niveau des nappes, etc. Les modèles *continus* modélisent l'ensemble des processus hydrologiques sur de longues périodes, en général annuelles ou pluriannuelles. Ils sont utilisés pour étudier le cycle hydrologique complet (y compris les crues et les étiages), les effets des changements climatiques ou de l'occupation du sol sur le comportement hydrologique d'un bassin versant, etc. Pour comprendre le régime global d'un bassin versant, il est préférable d'utiliser un modèle continu.

Pas de temps des simulations

Le pas de temps d'un modèle peut être fixe ou variable. Il est choisi en fonction des objectifs de la modélisation, des données disponibles et des contraintes du code numérique. Obled *et al.* (2009) constatent que : 1) pour un réseau de pluviographes donné, l'estimation du cumul de précipitation est d'autant plus exacte qu'elle est réalisée sur une longue durée et que 2) la description de la dynamique hydrologique d'un bassin est d'autant plus précise que le pas de temps considéré est petit. Il existe donc un pas de temps optimum pour limiter les incertitudes liées aux précipitations et représenter de façon optimale les processus hydrologiques déterminants. Dans les modèles orientés processus, le pas de temps optimal est le plus petit pas de temps nécessaire à la représentation de tous les processus. Les modèles journaliers ou mensuels sont utilisés pour évaluer le bilan hydrique global ou saisonnier d'un bassin et étudier les processus plutôt lents. Des pas de temps horaires ou infra-horaires sont préférés dans les modèles urbains, de prévision ou de dimensionnement.

1.3.3. Choix d'une discrétisation spatiale

Plusieurs méthodes de discrétisation sont proposées dans la littérature pour gérer la complexité du paysage et représenter les processus (Indarto, 2002; Dehotin et Braud, 2008). Les différents types de discrétisation peuvent être distingués comme suit :

- les **mailles régulières** : mailles carrées (Abbott *et al.*, 1986a),
- les **mailles topographiques** : les tubes de courant (Grayson *et al.*, 1992), les bandes d'égalité d'altitude (Vertessy *et al.*, 1993), les plans inclinés (Woolisher *et al.*, 1990), les sous-bassins ou REW (Representative Elementary Watershed, Reggiani *et al.*, 1998), les triangles irréguliers (Triangular Irregular Networks ou TINS, Ivanov *et al.*, 2004),
- les **mailles hydrologiquement homogènes** (selon les auteurs, les noms changent mais la définition est identique) : les HRU (Hydrological Response Unit, Flügel, 1995), REC (Representative Elementary Column, Haverkamp *et al.*, 2004), les unités fonctionnelles ou FU (Functionnal Unit, Argent *et al.*, 2007), les hydro-paysages (Dehotin et Braud, 2008), les UHE (Urban Hydrological Element, Rodriguez *et al.*, 2008).

Chaque maille est caractérisée par un jeu de paramètres qui lui est propre.

La maille carrée régulière est utilisée dans de nombreux modèles car elle est adaptée aux données raster disponibles et elle facilite la résolution des équations. Le choix de ce type de discrétisation présente néanmoins plusieurs inconvénients : les paramètres ne sont pas toujours mesurables sur le terrain à l'échelle des mailles (Beven, 1989), une résolution spatiale identique sur tout le bassin n'est pas pertinente pour prendre en compte la variabilité spatiale des caractéristiques du bassin (Rissons, 1995), le choix de la résolution du maillage influence les résultats de modélisation (Valeo et Moin, 2000), le contour du bassin et le tracé hydrographique sont décrits de manière sous-optimale (Hingray *et al.*, 2009). Le découpage de l'espace en mailles triangulaires irrégulières améliore la représentation du réseau hydrographique par rapport au découpage en mailles carrées mais est moins souvent utilisé.

La topographie étant généralement déterminante sur les mouvements de l'eau, elle est la base de certaines discrétisations comme les tubes de courant, les bandes d'égalité d'altitude, les plans inclinés (qui prennent mieux en compte le routage dans le réseau hydrographique) et les sous-bassins. Dans ce dernier cas, chaque maille est drainée par un brin de réseau qui route l'eau jusqu'à l'exutoire. Le choix des sous-bassins peut s'appuyer sur la répartition des stations de débit, sur les points du réseau pour lesquels le modèle doit simuler des débits, sur la topologie du réseau (définie par l'ordre de Strahler par exemple) voire sur les brins déterminant la réponse hydrologique (Moussa, 2008b).

D'autres facteurs que la topographie influencent les mouvements de l'eau : l'occupation du sols, la géologie, les discontinuités hydrologiques telles que les haies, les talus, les routes, les fossés, etc. Une discrétisation en mailles hydrologiquement homogènes (HRU, FU, REC, UHE, hydro-paysages) est alors plus adaptée pour les prendre en compte. Le découpage est réalisé de sorte que les variations hydrologiques au sein d'une même maille sont plus faibles que celles entre les différentes mailles (Flügel, 1995). Ces mailles sont caractérisées par des critères homogènes du

point de vue de la pente, l'orientation, l'altitude, la végétation, le type de sol, la distribution des précipitations, etc. Ce type de maillage est généralement plus fin qu'un maillage en sous-bassins. Les tailles des HRU peuvent être très variables selon qu'elles sont délimitées en milieu rural (plutôt grande taille) ou en milieu urbain (plutôt petite taille). Concrètement, les HRU sont obtenues en superposant différentes couches SIG : topographie, occupation du sol, pédologie, géologie, etc. Différentes méthodes sont proposées dans la littérature (Dehotin et Braud, 2008; Santra *et al.*, 2011; Khan *et al.*, 2013). La discrétisation en HRU, basée sur les caractéristiques physiques et géométriques du bassin, est très intéressante du point de vue de la représentation des processus hydrologiques car les mailles dépendent du motif de l'occupation du sol et sont influencées par la présence de réseaux artificiels modifiant les écoulements topographiques (Jankowsky *et al.*, 2013).

Dehotin et Braud (2008) et Moussa (2008a) soulignent que le choix de la discrétisation en unités de modélisation (échelle de représentation) doit être en accord avec l'échelle des données disponibles (géographiques et climatiques) et l'échelle des processus à représenter. Le niveau de détail de l'échelle de modélisation est à définir en fonction du bassin étudié. Pour les petits bassins versants et avec des données temporelles de forçage adaptées aux processus que l'on souhaite modéliser, une modélisation détaillée peut être conduite. En revanche, pour les plus grands bassins, il y a moins de données disponibles et les temps de calcul peuvent être importants. Une modélisation simplifiée peut alors être nécessaire. Le niveau de discrétisation choisi va dépendre de la finesse de la représentation de l'hétérogénéité des surfaces, mélanges d'éléments linéaires (réseaux) et surfaciques (occupation du sol, topographie) et des discontinuités du milieu. Il faut également trouver un équilibre entre la modélisation des processus hydrologiques et le routage. Concernant le maillage en HRU, plusieurs auteurs ont étudié l'impact du choix du nombre de HRU sur la modélisation (Bormann *et al.*, 1999; Chen et Mackay, 2004; Han *et al.*, 2014, , etc.). Ils concluent qu'il existe un seuil du total de HRU au-dessous duquel les simulations ne s'améliorent plus car la variabilité des propriétés du bassin n'est plus captée dans la discrétisation. Ce seuil dépend de la taille et des caractéristiques du bassin.

1.3.4. Modélisation périurbaine

La modélisation hydrologique de bassins périurbains est assez récente et peu développée (Andrieu et Chocat, 2004; Fletcher *et al.*, 2013). La difficulté réside dans le caractère non stationnaire et la forte hétérogénéité de ces bassins. Du fait de l'urbanisation croissante, l'occupation du sol évolue rapidement, ce qui est difficile à prendre en compte dans la modélisation, notamment lorsque les simulations sont effectuées en continu sur de longues périodes (de l'ordre de la décennie). Les chemins d'écoulements ne sont plus uniquement décrits par la topographie, ce qui complexifie leur représentation (Rodriguez *et al.*, 2013). Dans les zones rurales, la présence de fossés de bords de route ou de réseau de drainage des eaux d'irrigation modifient les chemins d'écoulement des eaux pluviales tout comme les réseaux d'assainissement et les techniques alternatives en zones urbaines. Les frontières des bassins versants s'en trouvent parfois modifiées (Jankowsky *et al.*, 2013; Vrebos *et al.*, 2014). Par ailleurs, les échelles caractéristiques des processus à modéliser diffèrent selon les zones : réponse plutôt rapide en zone urbaine et

souvent plus lente en zone rurale ; échelles spatiales souvent plus petites en zones urbaines (ex : parcelles cadastrales urbaines) qu'en zones rurales (ex : parcelles agricoles ou forestières). Ces hétérogénéités spatiales et temporelles compliquent la phase de spécification des paramètres du modèle. [Rodriguez \(1999\)](#) avait souligné l'importance des banques de données urbaines pour l'analyse hydrologique. Aujourd'hui, les collectivités disposent de plus en plus de banques de données numérisées sur les réseaux, les aménagements, etc. La DCE leur impose également une quantification des rejets dans les milieux récepteurs et donc le développement de réseaux d'auto-surveillance des rejets. De nouvelles données sont ainsi générées, qu'il est intéressant d'exploiter.

Usuellement, les modèles sont différenciés selon le milieu étudié : rural ou urbain et diffèrent par leurs échelles d'application. Pour les problématiques liées à la gestion hydrologique et écologique du bassin et pour étudier les impacts des modifications anthropiques ou climatiques sur l'hydrologie des bassins, les modèles continus de bassins de taille intermédiaire sont plus adaptés. Pour le dimensionnement ou le suivi d'ouvrages et pour prédire ou comprendre les phénomènes de crue, les modèles événementiels de petits bassins versants sont généralement utilisés. [Jan-kowsky \(2011\)](#) distingue quatre types de modélisation en milieu périurbain : modèles urbains, modèles ruraux, modèles mixtes et modèles couplés. Les modèles mixtes sont des modèles développés à l'origine pour des bassins ruraux ou urbains, qui ont été adaptés pour prendre en compte les zones urbaines ou rurales. Les modèles couplés sont constitués d'un assemblage de modèles ruraux et urbains. Ses travaux sont synthétisés et complétés dans le Tableau 1.1.

Dans les trois sections suivantes, nous proposons une description de quelques modèles de chaque type pour comprendre les fonctionnements possibles et la manière dont les processus urbains et ruraux sont pris en compte. Les modèles choisis sont tous distribués et orientés processus car ce type de modélisation est la plus à même de prendre en compte les hétérogénéités des bassins périurbains et de représenter la variabilité spatiale des forçages météorologiques et des facteurs géographiques qui déterminent leur réponse hydrologique. Nous détaillerons les avantages et inconvénients de chacun, dans l'optique d'une application en milieu périurbain et avec des problématiques d'évaluation de l'évolution du bilan hydrique sur le long terme. Les caractéristiques qu'il nous semblait importantes de mentionner sont : l'aspect continu/événementiel, le pas de temps, le maillage, la représentation des processus en milieu périurbain, la taille des bassins cibles et les applications possibles. Dans une optique de transfert des connaissances et d'appropriation du modèle par une équipe de recherche, nous nous sommes également intéressés aux aspects suivants : facilité d'accès et de prise en main et possibilités d'évolution.

1.3.5. Modélisation en milieu urbain

Les modèles urbains sont utilisés pour le dimensionnement et la compréhension du fonctionnement du réseau d'assainissement, pour étudier les inondations en milieu urbain ou pour simuler les rejets de polluants. Ils sont pour la plupart événementiels et simulent les comportements hydrologique et/ou hydraulique de la zone étudiée en réponse à une pluie de projet ¹.

1. Une pluie de projet est une pluie fictive définie par un hyétogramme synthétique. C'est une pluie plausible, statistiquement équivalente à une pluie réelle, bien que jamais observée. La pluie de projet vise à représenter,

Tableau 1.1 – Revue non exhaustive de modèles distribués ruraux, urbains, mixtes et couplés (Source : Jankowfsky, 2011, complétée).
Discrétisation spatiale : HRU = Hydrological Response Unit, UHE = Urban Hydrological Element, ELU = Element Unit. **Taille des bassins** : p,i,g = petite, intermédiaire, grande. **Période de simulation** : e,c = événementielle, continue. **Pas de temps** : s,min,h,j = seconde, minute, heure, jour

Modèle	Réseau	Discrétisation spatiale	Taille bassins	Période de simulation	Pas de temps	Référence	
urbain	DR3M-QUAL	rectangle	p	e,c	min	Alley et Smith (1982)	
	MUSIC	sous-bassins	p	e,c	min	Wong <i>et al.</i> (2002)	
	MOUSE	sous-bassins	p,i	e,c	s,min	DHI (1996)	
	CANOE	sous-bassins	p,i	e,c	min	INSAVALOR et SOGREA (1997)	
	UVQ	bloc, quartier	p	c	j	Mitchell et Diaper (2006)	
	URBS	UHE	p	e,c	min	Rodriguez <i>et al.</i> (2008)	
	SWMM	sous-bassins	p,i	c	s,min,h	Rossman (2010)	
	MIKE-URBAN	sous-bassins	p,i	c	s,min	DHI (2011)	
	rural	ANSWERS	carré	p	e,c	s, min	Beasley et Monke (1980)
		AGNPS	carré	p,i	e	e	Young <i>et al.</i> (1989)
TOPOG		lignes de niveau	p	c		Vertessy <i>et al.</i> (1993)	
SWAT		HRU	i,g	c	d	Arnold <i>et al.</i> (1998)	
LARSIM		HRU	i,g	c	h	Bremicker (2000)	
WaSIM-ETH		carré	p,m,g	c	min,h,j	Niehoff <i>et al.</i> (2002)	
J2000		HRU	i,g	c	j, mois	Krause (2002)	
MHYDAS		HRU	p	c	min	Moussa et Voltz (2002)	
BVFT		parcelle	p	c	s,min,h	Branger (2007)	
mixte		KINEROS	rectangle	p	e	s,min	Woolisher <i>et al.</i> (1990)
	MIKE-SHE	rectangle	p	c	s,min	Abbott <i>et al.</i> (1986a)	
	PRMS	HRU	p,i,g	c	s,min,h	Leavesley et Stannard (1995)	
	TOPURBAN	carré	p	c	h	Valeo et Moin (2000)	
	MERCEDES	carré	p,i	e	min	Lhomme <i>et al.</i> (2004)	
	HSPF	surfaces imperm./perm.	s,min,h	c	h	Bicknell <i>et al.</i> (2005)	
	ArcGMO-URBAN	ELU	i,g	c	mois	Biegel <i>et al.</i> (2005)	
	GSSHA	rectangle	p	c	s,min	Downer <i>et al.</i> (2006)	
	CAT	sous-bassins	p	c	15 min	Kim <i>et al.</i> (2012)	
	ISBA-TOPMODEL	carré	i,g	c	5-30 min	Furusho <i>et al.</i> (2013)	
couplé	MOUSE-SHE	rectangle	p	e,c	s,min	DHI (2011)	
	BlueM	HRU	p	e	h	Bach et Ostrowski (2013)	
	PUMMA	objet urbain/rural	p	c	s, min, h	Jankowfsky <i>et al.</i> (2014)	

La résolution temporelle est en général horaire ou infra-horaire pour pouvoir simuler la réponse rapide du milieu urbain. La fonction de production y est décrite simplement tandis que les transferts des écoulements sont représentés de façon détaillée. Pour comprendre en quoi consiste un modèle urbain, trois modèles sont présentés : le modèle américain SWMM¹ (Rossman, 2010) qui simule le transport de polluant dans les réseaux, le modèle français CANOE² (INSAVALOR et SOGREAH, 1997) utilisé pour le diagnostic du réseau par les gestionnaire et le modèle français URBS (Morena, 2004; Rodriguez *et al.*, 2008) développé dans le but de comprendre l'hydrologie de petits bassins urbains.

SWMM (Storm Water Management Model) est un logiciel libre développé dans les années 1970 par l'Agence de la Protection et de l'Environnement des États-Unis (USEPA) en collaboration avec un groupe de chercheurs américains. Il est utilisé pour estimer les impacts de la qualité des eaux de ruissellement urbain sur le milieu naturel et tester différentes stratégies de gestion de ces eaux. Le modèle s'appuie sur un maillage en sous-bassins versants et calcule la variation des polluants dans les eaux urbaines en réponse à une pluie. Il s'utilise en mode continu ou événementiel. Les processus qui influent sur la production de ruissellement sur les zones urbaines sont pris en compte : évaporation, accumulation de neige, ruissellement de surface, interception, infiltration (Horton, Green-Ampt ou Soil Conservation Service), percolation dans la nappe, échange entre la nappe et le réseau. Les débits sortants sont acheminés vers des nœuds qui sont les points d'entrée du réseau. Le transfert dans les conduites (ouvertes ou fermées) est modélisé par intégration numérique des équations de Barré de Saint Venant. Le modèle a été initialement conçu pour suivre l'évolution des concentrations de polluants en différents points du bassin. C'est un modèle très sophistiqué, utilisé plutôt par des ingénieurs.

CANOE est un logiciel propriétaire qui a été développé pour répondre aux besoins des différents gestionnaires de réseaux d'assainissement en France. Dans ce cadre, il fonctionne en mode événementiel. Il a également été utilisé dans un contexte de recherche (Dehchali, 1997; Radojevic, 2002; Braud *et al.*, 2011; Dorval, 2011). La discrétisation est effectuée en sous-bassins homogènes qui ont chacun un exutoire soit naturel (rivière), soit artificiel (réseau) (exemple Figure 1.7a). Ce modèle de transformation pluie-débit distingue la production de trois types de surface : les surfaces imperméables directement connectées au réseau (EIA), les surfaces imperméables et les surfaces perméables connectées à la rivière. Le débit à l'exutoire est la résultante de la somme des débits obtenus à partir des fonctions de production et de transfert appliquées aux différentes surfaces dans chaque sous-bassin (Figure 1.7b). Les fonctions de production utilisent un coefficient de ruissellement constant ou variable en fonction de la nature de la pluie (modèle standard ou de Horton). La représentation des processus hydrologiques en milieu rural est assez simplifiée, avec des choix d'équations très simples et plutôt empiriques. Le transfert dans les réseaux naturels et d'assainissement est assuré soit par un modèle hydraulique simplifié de type

par un événement unique, les caractéristiques (intensité, durée, fréquence) d'une pluviométrie locale qui affecte le réseau d'assainissement étudié.

1. <http://www2.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>

2. CANOE résulte de la fusion de deux logiciels français : CEDRE, développé par le laboratoire URGCHydrologie urbaine de l'INSA de Lyon et CAREDAS, mis au point par SOGREAH. Site web : <http://www.canoe-hydro.com/>

réservoir linéaire (Muskingum-Cunge, Cunge, 1969) soit par un modèle complet (Barré de Saint Venant). Un calage du modèle est nécessaire pour estimer les pertes initiales, continues et les coefficients de ruissellement. Ce modèle en tant qu'outil de recherche présente plusieurs inconvénients (Braud *et al.*, 2011). Chaque bassin ne possède qu'un seul exutoire naturel ou artificiel, l'information sur l'origine de la production d'eau est perdue c'est-à-dire qu'il n'est pas possible de décomposer le débit à l'exutoire du bassin et des sous-bassins en ses différentes contributions (urbain/rural, lent/rapide) et les temps de calcul sont assez longs. Pour s'affranchir des limites du modèle CANOE, une plateforme de modélisation nommée Hydrobox, spécifiquement dédiée à la simulation en continu, a été développée (Dorval, 2011). Dans cette plateforme, chaque sous-bassin peut posséder plusieurs exutoires (rivière, réseau). L'objectif d'HYDROBOX est de coupler le modèle hydraulique CANOE à des modèles hydrologiques. La plateforme est toujours en cours de développement.

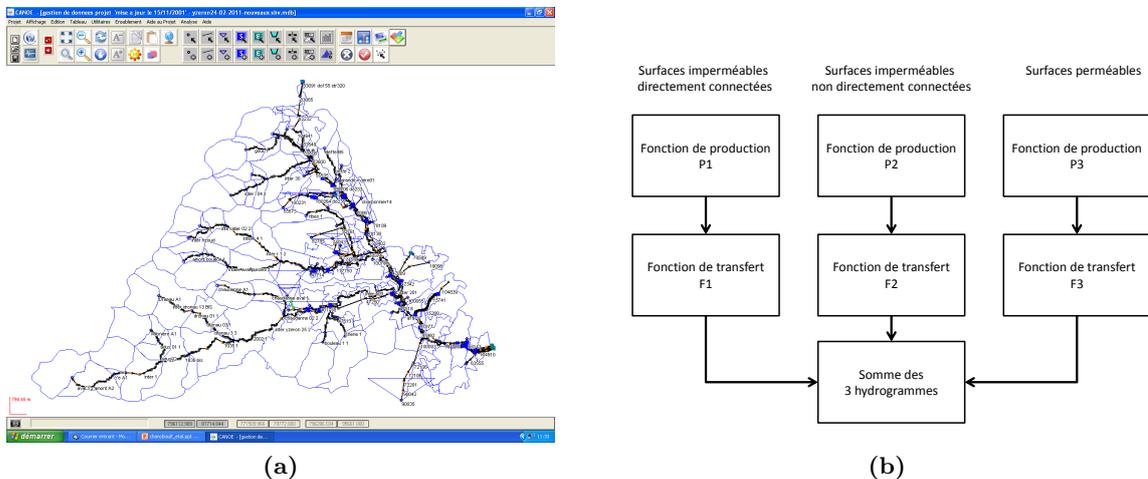


Figure 1.7 – Le modèle CANOE : (a) modèle du bassin de l'Yzeron avec un réseau hydrographique, un réseau d'assainissement structurant et les connexions entre les deux réseaux par le biais de déversoirs d'orage (Source : Braud *et al.*, 2011), (b) Organisation générale des calculs pour la transformation pluie-débit (Source : Radojevic, 2002)

Le modèle URBS-MO (Urban Runoff Branching Structure - Model) a été développé dans un but scientifique, au LCPC à Nantes (Morena, 2004; Rodriguez *et al.*, 2008). Il est utilisé pour décrire à la fois la production des écoulements et leurs transferts. Les perspectives d'utilisation du modèle sont l'estimation de l'influence des techniques alternatives en assainissement pluvial et l'aide à l'aménagement de petits bassins versants urbains. Il fonctionne en mode continu et simule des processus physiques importants en milieu urbain bien que souvent négligés dans les modèles classiques : l'évapotranspiration, l'infiltration directe de l'eau du sol dans les réseaux et l'évolution temporelle du niveau de saturation dans le sol. L'unité hydrologique élémentaire (UHE) est la parcelle cadastrale constituée de trois objets distincts (rue, maison, sol naturel) et de la portion de voirie qui lui est attenante (Figure 1.8a). Chaque objet est constitué de trois réservoirs répartis verticalement qui représentent la surface du sol, la zone non saturée et la zone saturée (Figure 1.8b). Cette représentation 1-D des flux a été complétée avec un couplage avec le modèle hydrogéologique MODFLOW (Le Delliou, 2009). La redistribution horizontale des

niveaux de saturation entre les parcelles est ainsi prise en compte, améliorant la simulation des niveaux de saturation sur le bassin. Les transferts sont ensuite effectués au sein des canalisations et des routes par la méthode de Muskingum-Cunge. Ce modèle, qui représente les éléments du paysage urbain de manière très détaillée, a été appliqué à de petits bassins urbains de 5 et 180 ha. L'application du modèle sur un bassin périurbain de taille intermédiaire, la Chézine, a montré la difficulté du modèle à reproduire la contribution des zones rurales du bassin (Guéry, 2011). La taille des parcelles rurales associée à la façon dont le modèle transfère l'eau d'une parcelle vers le réseau conduit à une forte surestimation des pics de débits. Le choix de certains paramètres peut améliorer les performances du modèle en zone rurale (Piteira Gomes, 2013).

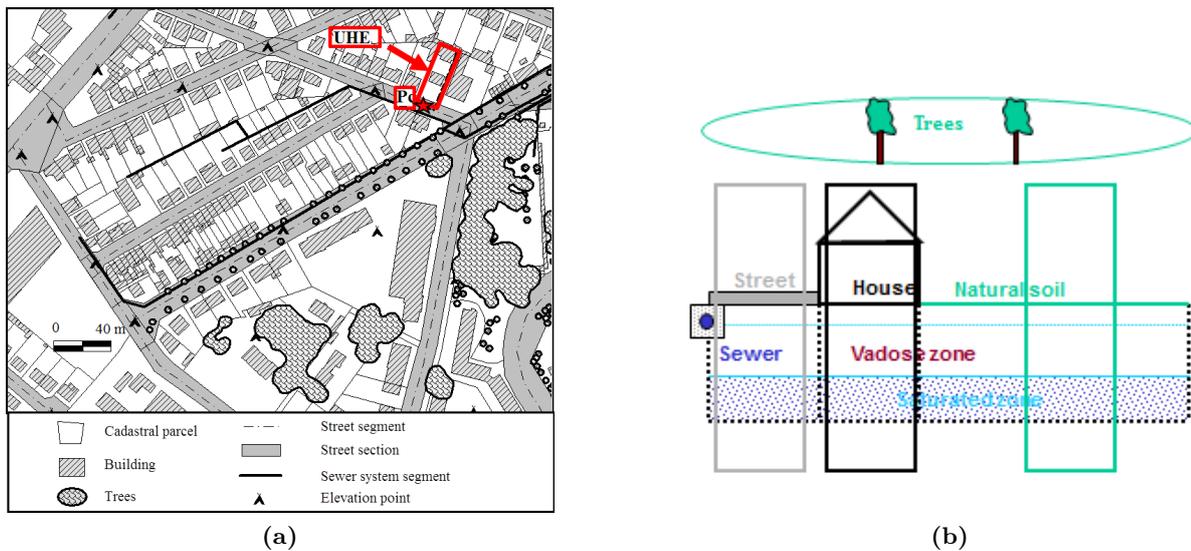


Figure 1.8 – Le modèle URBS (Source : Rodriguez *et al.*, 2008) : (a) Carte représentant les différentes données urbaines. Exemple d'unité hydrologique élémentaire (UHE) en rouge. La connexion avec le réseau est située au point Pc, (b) Représentation 2D d'une UHE, avec les trois profils verticaux

1.3.6. Modélisation en milieu rural

L'objectif des modèles ruraux est de simuler la génération des écoulements, la diffusion des pollutions, d'évaluer différents scénarios de gestion du bassin (notamment du point de vue des pratiques agricoles), etc. Le fonctionnement des cultures peut être détaillé alors que le réseau d'assainissement n'est pas explicitement représenté. Dans la majorité des cas, les zones urbaines sont assimilées à des surfaces imperméabilisées produisant uniquement du ruissellement direct (Cuo *et al.*, 2008; Paudel *et al.*, 2011). Le coefficient d'imperméabilisation est généralement lié au pourcentage de zones imperméables, même si de plus en plus d'auteurs prennent en compte la distinction EIA/TIA (Lee et Heaney, 2003; Furusho *et al.*, 2013). Cette représentation est satisfaisante pour de grands bassins versants mais est restrictive pour les plus petits bassins. Par exemple, elle ne tient pas en compte de l'approvisionnement en eau potable, des écoulements dans les réseaux et des extractions d'eaux souterraines qui peuvent modifier de façon importante les écoulements en zone périurbaine (Bach *et al.*, 2007). Cinq modèles ruraux sont présentés dans

ce qui suit, chacun représentant les zones urbaines ou les aménagements anthropiques de manière différente.

SWAT¹ (Soil and Water Assessment Tool) est un modèle en accès libre, codé en Fortran. Il a été développé par des chercheurs du Département de l'Agriculture des États-Unis (USDA) (Arnold *et al.*, 1998). Aujourd'hui, plus de 1 000 articles scientifiques² font référence à ce modèle. Il simule les transferts de nutriments, de sédiments et de pesticides vers le réseau hydrographique et vers les aquifères et les rendements des cultures en fonction des conditions climatiques et des techniques de culture. Ce modèle, qui fonctionne au pas de temps journalier, est utilisé aussi bien pour évaluer les risques de pollution diffuse que pour tester les impacts du changement climatique ou de l'occupation du sol sur l'hydrologie de bassins versants (Arnold et Fohrer, 2005; Zhou *et al.*, 2013). Les bassins étudiés vont de quelques centaines à plusieurs milliers de km². SWAT prend en compte l'ensemble du cycle hydrologique, de manière spatialisée. La discrétisation est dite en HRU mais c'est plutôt une discrétisation en sous-bassins avec une paramétrisation sous-maille. En effet, ces HRU, qui consistent en des unités homogènes en utilisation du sol, management et caractéristiques de sols, représentent des pourcentages de chaque sous-bassin versant et ne sont pas localisés spatialement dans la phase de simulation de SWAT afin de réduire le temps de calcul. Le ruissellement de surface est estimé à partir de la méthode du « curve number » développée par le Service de Conservation des Sols (SCS) des États-Unis.

WaSim-ETH³ (Water flow and balance Simulation model) est un modèle distribué à maille carrée codé en C++. Il a été développé par Schulla (1997) à l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne et est actuellement utilisé par une cinquantaine d'institutions. Il est capable de simuler l'hydrologie des bassins versants de moins d'1 km² à plusieurs dizaines de milliers de km², pour des pas de temps allant de la minute à plusieurs jours. Il est utilisé pour la prévision des inondations comme pour le calcul de bilans hydriques (Schulla, 2012). Il existe deux versions du modèle : la version 1 est basée sur l'approche conceptuelle TopModel (Beven et Kirkby, 1979), la version 2 est basée sur une approche à base physique selon l'équation de Richards. Le ruissellement est produit par excès d'infiltration ou par excès de saturation. Pour prendre mieux en compte les zones urbaines et le réseau d'assainissement, Niehoff *et al.* (2002) ont développé une extension au modèle : chaque maille carrée est subdivisée en deux parties : perméables et imperméables (Figure 1.9). Cette variabilité sous-maille permet de simuler le ruissellement par excès d'infiltration, l'infiltration dans le sol et le ruissellement connecté au réseau d'assainissement. L'eau qui rejoint le réseau d'assainissement rejoint un exutoire artificiel et une partie peut se déverser vers la rivière afin de simuler le comportement des déversoirs d'orage. Le détail de ces implémentations n'est disponible qu'en allemand (Niehoff, 2002).

J2000⁴ est un modèle distribué (Krause, 2002; Krause *et al.*, 2006), développé par des chercheurs allemands. Il s'utilise au sein de la plateforme de modélisation en accès libre JAMS (Jena Adaptable Modelling System, Kralisch *et al.*, 2007), codée en Java. A l'origine, J2000 a été

1. <http://swat.tamu.edu/>

2. https://www.card.iastate.edu/swat_articles/

3. www.wasim.ch/

4. http://ilms.uni-jena.de/ilmswiki/index.php/Hydrological_Model_J2000

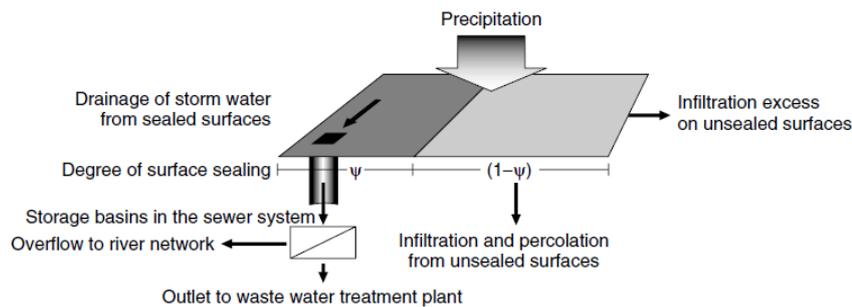


Figure 1.9 – Prise en compte des zones urbaines dans le modèle WaSiM-ETH (Source : Niehoff *et al.*, 2002)

conçu pour étudier l'hydrologie de moyens à grands bassins à dominante rurale afin de répondre à des problématiques posées par la DCE (d'où son nom). Une version de ce modèle, J2000-S, incorpore les principes et les algorithmes de SWAT pour la partie agronomie et simule le transfert de nutriments (Fink *et al.*, 2007). Le modèle fonctionne au pas de temps fixe journalier et mensuel et s'appuie sur une discrétisation en HRU. Chaque processus hydrologique est décrit explicitement et la représentation des processus se base sur une approche par réservoirs. La majorité des paramètres a un sens physique et peut être estimée à partir de données mesurées sur le bassin ou de valeurs trouvées dans la littérature. Les processus simulés sont l'interception, l'évapotranspiration, le ruissellement, l'infiltration, la percolation, les écoulements de subsurface et le débit de base. A chaque pas de temps, le débit total est calculé à partir de la production et du transfert dans les HRU et dans le réseau hydrographique des différentes contributions au débit. Il est ainsi possible de suivre le chemin de l'eau de la source de production à l'exutoire. Le modèle différencie trois types de HRU : perméables, moyennement perméables et imperméables. A chaque degré d'imperméabilisation est associé un coefficient de ruissellement, lequel contrôle le ruissellement de surface produit par chaque HRU. Pour les HRU imperméables, ce coefficient vaut 1. Encapsulé dans une plateforme de modélisation, J2000 est un modèle modulaire. Les utilisateurs peuvent construire leur propre modèle et participer aisément au développement de nouveaux modules. Le modèle a déjà été appliqué pour étudier l'impact du changement d'occupation du sol (Krause, 2002; Branger *et al.*, 2013) et du changement climatique (Krause et Hanisch, 2009) sur l'hydrologie de bassins versants, comprendre l'hydrologie de grands bassins versants (Krause *et al.*, 2006) ou de bassins versants glaciaires (Nepal *et al.*, 2014) et étudier les flux de nutriments (Fink *et al.*, 2007). Ces différentes études ont montré la capacité du modèle à simuler les processus hydrologiques sur de longues périodes.

Certains modèles ruraux prennent en compte certains aménagements anthropiques effectués dans les zones agricoles. C'est le cas du modèle MHYDAS (Modélisation HYdrologique Distribuée des AgroSystèmes,) développé par Moussa et Voltz (2002) au LISAH (Laboratoire d'Etude des Interactions entre Sol-Agrosystème-Hydrosystème) ou du modèle BVFT (Bassin Versant Fontaine du Theil) développé par Branger (2007) au Cemagref. MHYDAS, initialement codé en Fortran, a été incorporé au sein de la plateforme de modélisation OPENFLUID. La plateforme simule les échanges surface-souterrain, les bilans hydrologiques, le transport de polluants et le

transport érosif à différentes échelles (parcelle, bassin versant). Il peut être utilisé en mode événementiel ou continu. Le maillage en unité hydrologique permet de prendre en compte les spécificités du milieu agricole telles que les discontinuités du paysage (fossés, parcelles, talus), les pratiques agricoles, les échanges entre les nappes et les fossés, la dégradation des contaminants, etc. Le modèle BVFT, construit au sein de la plateforme de modélisation LIQUID (Viallet *et al.*, 2006), est constitué de différents modules d'échelle locale consacrés chacun spécifiquement au fonctionnement d'un type d'aménagement agricole (Branger *et al.*, 2010). Ces deux modèles sont plutôt adaptés à la représentation des processus sur des petits bassins ruraux.

1.3.7. Modélisation mixte

Certains modèles ruraux sont dits « mixtes » (Jankowsky, 2011), dans le sens où ils ont été adaptés pour prendre en compte le réseau d'assainissement, même s'il n'est pas explicitement décrit.

Dans le modèle MERCEDES (Bouvier *et al.*, 1994), basé sur une discrétisation à maille carrée et une fonction de transfert géomorphologique, Lhomme *et al.* (2004) prennent en compte le routage dans le réseau d'assainissement en diminuant l'altitude des cellules où se trouve le réseau d'assainissement (« stream burning »). Le réseau final est constitué du réseau hydrographique, déterminé à partir du modèle numérique de terrain (MNT) et du réseau d'assainissement. Cette modélisation a montré des résultats satisfaisants mais est assez simplifiée.

Le modèle ArcEGMO-Urban (Biegel *et al.*, 2005), basé sur le modèle distribué ArcEGMO conçu pour des bassins ruraux (Becker *et al.*, 2002), intègre des données urbaines : type de réseaux, emplacement des collecteurs et des STEP, pourcentage d'habitants connectés au réseau, consommation d'eau potable, eaux parasites, stations de traitement, pollutions des eaux, etc. Ce modèle a été utilisé pour modéliser le réseau d'assainissement et les flux de pollution au pas de temps mensuel sur un bassin urbain de 120 km² sur une année (Biegel *et al.*, 2005).

ISBA-TOPMODEL est un modèle distribué à maille carrée qui fonctionne en mode continu. Il est codé en Fortran. Le modèle ISBA gère les échanges sol-atmosphère (évaporation, infiltration de l'eau dans le sol) et fournit une humidité du sol à TOPMODEL qui réalise les transferts latéraux de l'eau dans le sol à partir de l'information topographique. Il a été adapté aux bassins périurbains par Furusho *et al.* (2013). Dans cette version, le ruissellement sur surfaces imperméables et l'infiltration des eaux souterraines dans le réseau sont décrits. Les chemins artificiels sont pris en compte dans le MNT pour extraire le réseau hydrographique selon la méthode de Gironès *et al.* (2009). Cette méthode consiste à creuser artificiellement le MNT là où se trouvent ces chemins. Cette version périurbaine du modèle a été appliquée sur le bassin de la Chézine et sur le bassin de l'Yzeron au pas de temps 5 min pour ISBA et 30 min pour TOPMODEL (Furusho, 2011; Furusho *et al.*, 2013). Les résultats obtenus sont meilleurs en période sèche qu'en période humide.

1.3.8. Modélisation couplée

Pour modéliser aussi bien les processus ruraux que les processus urbains, de nouveaux modèles dits « couplés » ont vu le jour. Ces modèles sont constitués d'un couplage de modèles urbains et ruraux. Lorsqu'ils sont encapsulés dans une plateforme de modélisation, on parle de modèles « intégrés ». Il existe peu de modèles couplés et les trois recensés sont présentés ci-dessous.

L'outil de modélisation MOUSE-SHE inclut le modèle hydrologique MIKE-SHE (Abbott *et al.*, 1986a,b), le modèle de réseau MOUSE (DHI, 1996), les modèles hydrauliques MIKE11 ou MIKE 21 simulant les écoulements 1D en rivière ou 2D en lacs et bords maritimes (Gustafsson, 2000). MIKE-SHE est un modèle continu orienté processus, s'appuyant sur une discrétisation en mailles carrées. Il est utilisé dans de nombreuses applications : compréhension des processus hydrologiques et du transport de polluants, gestion de l'eau, évaluation des impacts du changement climatique et de l'occupation du sol, etc. Dans l'outil intégré, il est utilisé pour modéliser le comportement des surfaces perméables. MOUSE est un modèle conceptuel qui simule les écoulements sur les surfaces imperméables et dans le réseau, le transport de polluants, les inondations urbaines. Le couplage entre MIKE-SHE et MOUSE permet de prendre en compte les échanges entre la nappe et le réseau. Ces modèles, développés par l'Institut Hydraulique Danois, sont tous des logiciels propriétaires.

Le modèle intégré BlueM couple, à travers la structure de couplage OpenMI (Gregersen *et al.*, 2007), un modèle urbain BlueM.Sim_U, un modèle rural BlueM.Sim_R et un modèle de routage BlueM.Sim_C. Il est utilisé pour étudier la qualité des eaux en simulant le transport des polluants dans la rivière et dans le réseau d'assainissement (Bach et Ostrowski, 2013). BlueM.Sim est un modèle orienté processus à réservoirs. Il fonctionne en mode événementiel et s'appuie sur une discrétisation en HRU. Les zones urbaines imperméables sont extraites des HRU et leur fonctionnement est modélisé par BlueM.Sim_U. Les zones rurales et les zones urbaines perméables dans les HRU sont modélisées par BlueM.Sim_R. Ce modèle a été testé sur un bassin allemand de 93 km², au pas de temps 5 min mais uniquement pour des événements pluvieux distincts (pas sur de longues périodes).

Le modèle PUMMA (Peri-Urban Model for landscape Management) a été développé au sein de la plateforme LIQUID par Jankowfsky (2011). PUMMA est constitué du modèle URBS-MO, intégré spécifiquement au sein de LIQUID, de modules déjà présents au sein de la plateforme (Branger, 2007) et représentant les processus hydrologiques en zones rurales et de nouveaux modules développés pour simuler les déversoirs d'orage, les bassins de rétention et le transfert du ruissellement de surface. Le modèle fonctionne en mode continu, selon une approche orientée objet. Le paysage est décomposé en mailles irrégulières constituées de parcelles cadastrales en zone urbaine et de HRU en zone rurale. Chaque module fonctionne selon un pas de temps qui lui est propre et qui dépend des processus représentés. Un ordonnanceur (« time scheduler ») permet de gérer l'exécution des modules aux pas de temps prévus ou de les reprogrammer (interruptions) si les entrées venant des autres modules changent. Ce fonctionnement permet de

prendre en compte les différents temps de réponse des zones urbaines et rurales. La complexité du modèle, qui prend en compte tous les détails du paysage périurbain, en fait un modèle plutôt adapté à de petits sous-bassins. Il a été appliqué à un sous-bassin de l'Yzeron, la Chaudanne (3 km²), dans une optique de compréhension des processus (Jankowsky *et al.*, 2014).

1.3.9. Conclusion

La modélisation hydrologique spatialisée, qui rend compte de l'hétérogénéité des bassins versants, est un outil permettant d'évaluer les différents enjeux en termes de gestion des eaux pluviales et d'aménagement du territoire. La revue de modèles présentée n'est pas exhaustive mais donne un aperçu des types de modèles existants et des avantages et inconvénients de chacun (maillage, représentation des processus, taille des bassins cibles, gratuité, etc.). Parmi les modèles recensés, aucun ne présente l'ensemble des caractéristiques suivantes : maillage en unités hydrologiquement homogènes, modélisation des processus urbains et ruraux, application à des bassins de taille intermédiaire, fonctionnement en mode continu, accès libre, facilité d'utilisation du code. Or, ces caractéristiques nous semblent essentielles pour capter les spécificités des milieux périurbains telles que l'hétérogénéité de l'occupation du sol et la connexion de certaines zones urbaines à un réseau d'assainissement, faire évoluer facilement le modèle et faciliter le transfert des connaissances. A notre sens, la modélisation hydrologique des bassins périurbains doit donc encore évoluer.

1.4. MODÉLISATION DE L'INFLUENCE DES CHANGEMENTS D'OCCUPATION DU SOL

Dans la section 1.2, nous avons vu que l'anthropisation influence l'hydrologie des bassins versants en modifiant leur bilan hydrique, leur temps de réponse, leur géomorphologie et en dégradant la qualité de l'eau. Une partie des résultats présentés a été réalisée en étudiant l'influence de l'occupation du sol sur l'hydrologie des bassins versants sur le long terme (Wegehenkel *et al.*, 2006; Ashagrie *et al.*, 2006; Choi et Deal, 2008; Cuo *et al.*, 2008, 2009; Im *et al.*, 2009) ou sur des événements (Niehoff *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2006; Chormanski *et al.*, 2008; Ali *et al.*, 2011). Les bassins étudiés sont des bassins de taille intermédiaire ou des bassins de grande taille : 30 km² (Wegehenkel *et al.*, 2006) à 30 000 km² (Ashagrie *et al.*, 2006), plutôt ruraux ou montagneux. Peu d'études analysent le comportement de bassins périurbains sur le long terme (Branger *et al.*, 2013). Certaines méthodes employées se basent uniquement sur l'analyse de données. Les changements d'occupation du sol sont analysés à partir de données satellitaires ou photographiques. Des tests de tendance sur les hydrogrammes permettent ensuite d'évaluer les impacts de ces changements sur l'hydrologie des bassins. Quand les données ne sont pas disponibles sur de suffisamment longues périodes, les auteurs font appel à la modélisation hydrologique (Praskiewicz et Chang, 2009). Des indicateurs sont calculés sur un événement particulier, parfois sur plusieurs années mais aucune analyse saisonnière n'a été conduite. Même si les tendances sont identiques en général, les différences entre les modèles et entre les bassins d'étude influencent beaucoup les résultats.

1.4.1. Occupation du sol vs. climat

La variabilité climatique comme les modifications de l'occupation du sol peuvent influencer la génération des écoulements d'un bassin versant. Afin d'attribuer la part de l'impact de chacun de ces facteurs sur le comportement hydrologique du bassin, il est intéressant de découpler leurs influences.

La démarche de modélisation la plus courante est la suivante : après évaluation du modèle, celui-ci est utilisé pour simuler l'évolution passée ou future du bassin versant. Généralement, l'évaluation du modèle passe par une étape de calage et une étape de validation. L'inconvénient de cette démarche est que l'étape de calage rend plus difficile l'interprétation des résultats, notamment en termes de modification de l'occupation des sols. L'étude de l'influence des modifications de l'occupation du sol sur les processus hydrologiques se fait ensuite à partir de différents scénarios d'occupation du sol historiques (Brun et Band, 2000; Miller *et al.*, 2002; Im *et al.*, 2009; Wagner *et al.*, 2013) ou fictifs/futurs (Bronstert *et al.*, 2002; Niehoff *et al.*, 2002; Beighley *et al.*, 2003; Wijesekara *et al.*, 2012), qui servent à estimer certains paramètres hydrologiques. Les mêmes forçages météorologiques sont ensuite appliqués à ces scénarios afin de supprimer l'influence de la variabilité climatique sur les résultats simulés obtenus.

Une autre méthode consiste à estimer les impacts de scénarios de changement climatique sur l'hydrologie du bassin et les comparer à ceux produits par des scénarios de changement d'occupation du sol. Bronstert *et al.* (2002) ont par exemple trouvé une augmentation de 55 % du débit de pointe à la suite d'un scénario de changement climatique conduisant à augmenter la température et les précipitations. L'hypothèse d'une augmentation de l'urbanisation de 50 % pouvait, elle, faire varier le débit de pointe entre 0 et 30 % selon l'événement pluvieux. Pour estimer si le changement d'occupation du sol a un effet plus important sur l'écoulement que la variabilité climatique, Cuo *et al.* (2009) comparent, pour différents sous-bassins versants plus ou moins urbanisés, la différence obtenue pour deux scénarios d'occupation du sol et celle obtenue pour deux forçages météorologiques. Ils s'appuient sur les travaux de Bowling *et al.* (2000) pour proposer, dans le même objectif, une analyse des tendances des résidus du modèle. Comme le modèle est stationnaire (occupation du sol fixe) et que seuls les forçages évoluent avec le temps, on peut considérer que, si le modèle est bien validé, une tendance observée dans les résidus est uniquement la conséquence d'un changement d'occupation du sol (variable considérée comme étant la seule à évoluer à part la variabilité climatique).

1.4.2. Impact de la source de donnée

De nombreuses sources de données existent pour documenter l'évolution de l'occupation du sol comme les photographies aériennes et les images satellites à plus ou moins haute résolution (Jacqueminet *et al.*, 2013). Ces données diffèrent par leur résolution et la date de la prise de vue. Les géographes utilisent en général plusieurs prises de vue pour cartographier l'occupation du sol d'une année donnée. Sur le bassin de l'Yzeron, en 2008, Jacqueminet *et al.* (2013) trouvent un pourcentage de bâti égal à 2,2 % lorsqu'il est calculé à partir d'une photo-aérienne (résolution 0,50 m) et 17 % lorsqu'il est calculé à partir d'une image satellite SPOT (résolution 2,44 m).

Pour diminuer ces effets, les différentes sources de données (Jacqueminet *et al.*, 2013) ou les données d'une même année (Villarreal *et al.*, 2011) peuvent être combinées pour construire une carte d'occupation de sol de synthèse.

Plusieurs auteurs ont montré que la résolution des données d'entrée impactaient les résultats de simulation (Cotter *et al.*, 2003; Armstrong et Martz, 2008; Bormann *et al.*, 2009). Le choix d'un type de données peut également grandement influencer les résultats de modélisation hydrologique puisque le ruissellement de surface simulé est généralement relié au pourcentage de zones imperméables, lequel est obtenu en interprétant les données d'occupation du sol. Branger *et al.* (2013) montrent que ce choix a des impacts d'autant plus visibles sur la modélisation que les variables d'intérêts sont les composantes du débit (ruissellement, écoulement de subsurface, débit de base) et que l'évaluation porte sur la dynamique saisonnière.

1.4.3. Conclusion

Lorsque des scénarios de changement climatique ne sont pas disponibles, la première méthode expliquée ci-dessus pour découpler l'influence du climat et celle de l'occupation du sol est la plus adaptée. La contrainte du calage des modèles est néanmoins très importante et influence l'interprétation des résultats. Les paramètres calés peuvent être différents des paramètres physiques évalués à partir des données et il est alors difficile d'estimer l'influence d'une caractéristique du bassin si celle-ci n'est pas correctement transcrite dans la modélisation. Ne pas caler le modèle et rester le plus proche des données peut être une solution, tout en ayant à l'esprit la problématique d'échelle et de représentativité (Abbott *et al.*, 1986a). Lorsque cela est possible, il semble judicieux d'utiliser une carte de synthèse de l'occupation du sol pour s'affranchir des incertitudes de la source de donnée. Enfin, les études sur les impacts de changement d'occupation du sol dans bassins périurbains et sur le long terme étant peu nombreuses, des avancées dans ce domaine seraient intéressantes.

1.5. MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE DE LA THÈSE

1.5.1. Objectifs de la thèse

L'objectif de la thèse est d'améliorer la compréhension du fonctionnement des bassins périurbains de taille intermédiaire et sur le long terme. L'échelle spatiale choisie est celle de la gestion de l'eau et de l'aménagement du territoire. L'analyse sur de longues périodes permet d'étudier le régime général (étiages, écoulements rapides, etc.) et pas seulement les crues.

L'approche choisie est celle de la modélisation hydrologique. Comme nous l'avons vu précédemment, il n'existe pas de modèles représentant les spécificités des bassins périurbains de taille intermédiaire. Comme nous ne voulions pas repartir de zéro et développer un nouveau modèle, nous avons décidé d'en adapter un. Au final, nous voulons un outil qui puisse être capable de représenter les spécificités du milieu périurbain, facilement transférable et adaptable. Pour cela, nous avons vu qu'il doit présenter les caractéristiques suivantes : maillage en unités hydrologi-

quement homogènes, représentation des processus urbains et ruraux dominants, application à des bassins de taille intermédiaire, fonctionnement en mode continu, accès libre, facilité d'utilisation du code. Le modèle qui nous a semblé le mieux répondre à ces critères est le modèle J2000 (son choix est justifié plus en détail dans le paragraphe suivant). Son adaptation aux bassins périurbains, développée dans cette thèse, est le modèle J2000P (P pour Périurbain).

Les données recueillies sur le bassin de l'Yzeron lors du projet AVuPUR ont servi à tester et à évaluer le modèle J2000P. Pour l'application du modèle, nous avons choisi une approche sans calage à partir des données disponibles et de valeurs recueillies dans la littérature. Cette approche nous permet de tester des hypothèses de fonctionnement pour comprendre leur impact sur la réponse hydrologique (Zehe *et al.*, 2006; Branger *et al.*, 2013; Jankowsky *et al.*, 2014). Elle est également utile pour analyser les effets des scénarios d'occupation du sol et de gestion des eaux pluviales futurs que nous avons construits pendant cette thèse.

1.5.2. Choix de l'outil de modélisation

L'utilisation du modèle J2000 présente plusieurs intérêts (Branger *et al.*, 2013) :

1. c'est un modèle orienté processus. Chaque processus est décrit explicitement, ce qui permet d'utiliser le modèle pour tester des hypothèses de fonctionnement,
2. la plupart des paramètres ont un sens physique et peuvent être estimés à partir des données disponibles ou de l'expertise de terrain,
3. la discrétisation en mailles irrégulières permet d'intégrer l'hétérogénéité spatiale des bassins versants étudiés,
4. l'approche modulaire et la spatialisation du modèle permettent d'avoir accès aux différents flux et états hydriques de chaque HRU et de chaque brin de rivière à chaque pas de temps. Il est ainsi possible de suivre le chemin de l'eau, de la source à l'exutoire,
5. l'accès libre aux codes et le fonctionnement modulaire via la plateforme de modélisation facilitent son utilisation (choix d'une architecture) et son évolution (implémentation de nouveaux modules) par la communauté d'utilisateurs.

L'originalité du fonctionnement modulaire de J2000 et la disponibilité des codes ont contribué à son utilisation et à son évolution au sein de l'UR HHLV. Suite au projet AVuPUR, une collaboration a été mise en place avec les chercheurs de l'Université de Jena pour appliquer le modèle J2000 à des bassins versants français présentant diverses problématiques : les bassins périurbains de l'Yzeron (Labbas, 2011; Branger *et al.*, 2013) et de la Chézine (Gudefin, 2013), le bassin naturel de l'Ardèche (Huza, 2013), les bassins naturels impactés par les pratiques de gestion de type irrigation, production hydro-électrique de la Durance (Sauquet, 2014) et du Rhône (Tilmant *et al.*, 2013). Ces applications ont permis d'acquérir une certaine maîtrise du modèle au sein de l'unité et ont conduit à différentes adaptations.

Pour répondre à l'objectif de la thèse, J2000 a été adapté aux bassins périurbains. Le modèle développé J2000P fonctionne au pas de temps horaire et prend explicitement en compte le réseau

d'assainissement. Le routage s'effectue dans le réseau hydrographique constitué de brins de rivières et dans un réseau d'assainissement, découpé en tronçons. La topologie a été modifiée pour prendre en compte la présence des réseaux d'assainissement. Un module de déversoir d'orage a été développé pour simuler les débordements du réseau dans la rivière lorsque le niveau d'eau dans le réseau atteint un certain seuil. Pour prendre en compte les hétérogénéités de l'occupation du sol, une spatialisation du coefficient de ruissellement a été implémentée.

Le modèle a été mis en œuvre sans calage et évalué sur le bassin de l'Yzeron. Une analyse de sensibilité a permis d'évaluer différentes hypothèses de fonctionnement. Le modèle a enfin été utilisé pour évaluer l'impact de modifications de l'occupation du sol (passées et futures) et de modes de gestion des eaux pluviales sur le régime hydrologique du bassin.

Chapitre 2

Modélisation adaptée aux bassins périurbains de taille intermédiaire

RÉSUMÉ

Ce chapitre présente les concepts des outils de modélisation utilisés et du modèle J2000P développé. Une description plus détaillée de la plateforme de modélisation JAMS et du modèle J2000 est ensuite proposée. La plateforme permet de lancer un modèle déjà implémenté, de développer des modules et de construire de nouveaux modèles. L'architecture informatique de J2000 présente certaines spécificités qui sont détaillées dans une troisième section. Dans la quatrième section, les concepts physiques du modèle sont décrits ainsi que leur implémentation dans la plateforme (fonctionnement et agencement des modules). Le développement du modèle J2000P est ensuite présenté : passage au pas de temps horaire, prise en compte de l'hétérogénéité de l'occupation du sol, ajout du réseau d'assainissement et développement d'un module DO. Finalement, une méthodologie est proposée pour construire un maillage adapté à ce nouveau modèle.

2.1. CONCEPTS

2.1.1. Rappel des objectifs

Le premier objectif de la thèse est de développer un outil de modélisation qui puisse simuler les processus hydrologiques ruraux et urbains. Pour ce faire, nous avons choisi d'utiliser le modèle J2000 (voir §1.5.2) pour créer le modèle périurbain J2000P. J2000 fonctionne dans la plateforme de modélisation JAMS (Jena Adaptable Modelling System), développée par [Kralisch et al. \(2007\)](#). Cette plateforme propose un ensemble de modules permettant la construction de modèles adaptés aux besoins des utilisateurs. La mise en place de J2000P a consisté à utiliser les modules déjà existants dans JAMS et à en créer de nouveaux.

2.1.2. Principes de la plateforme JAMS

JAMS¹ est une plateforme de modélisation en libre accès (licence LGPL), codée dans le langage JAVA (Kralisch *et al.*, 2007). De manière générale, les plateformes sont utilisées pour construire des modèles de façon modulaire et s’en servir. Les utilisateurs peuvent ainsi sélectionner des modules existants, en construire de nouveaux et les coupler pour créer un modèle « à la carte ». Pour assurer la modularité, chaque élément du modèle est conçu de façon indépendante et l’interactivité entre les éléments se fait grâce à un système d’échange de variables. L’exécution des modèles, tout comme leur architecture, se fait par le biais de la plateforme. Dans JAMS, un système central gère plusieurs bibliothèques de modules et l’exécution des modèles (Figure 2.1). Une interface graphique permet à l’utilisateur de construire un modèle et de gérer ses données. JAMS a été conçu pour créer des modèles simulant, à un pas de temps fixe, des processus hétérogènes à la fois dans le temps et dans l’espace.

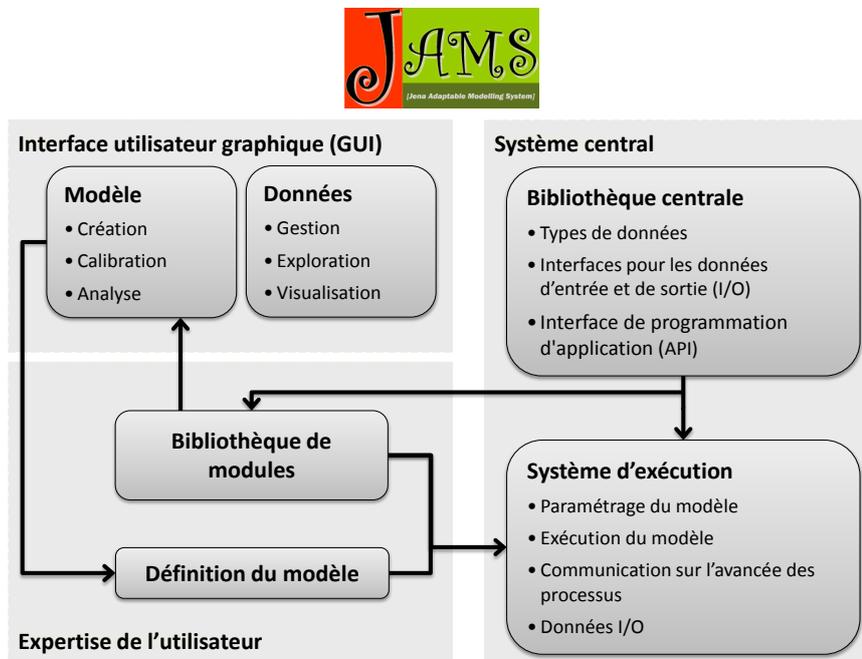


Figure 2.1 – Fonctionnement de la plateforme de modélisation JAMS (d’après Kralisch (2012)).

2.1.3. Concepts du modèle J2000

J2000 est un modèle distribué orienté-processus (Krause, 2002) qui s’appuie sur une discrétisation spatiale en HRU (Flügel, 1995). Le routage s’effectue dans le réseau hydrographique constitué de brins de rivière. Le modèle J2000 utilisé est le modèle journalier adapté aux données françaises par Branger *et al.* (2013). Dans ce modèle appliqué au bassin de l’Yzeron, le

1. jams.uni-jena.de/

module de Neige a été désactivé et le calcul de l'évapotranspiration de référence est réalisé en pré-traitement. Les processus hydrologiques représentés sont l'interception, l'évapotranspiration réelle, le ruissellement, l'infiltration, l'écoulement de subsurface, le débit de base, le stockage dans la végétation, le sol et dans la nappe (Figure 2.2). La végétation, le sol et le sous-sol sont assimilés à des réservoirs. Le modèle calcule leur état hydrique et les flux verticaux et latéraux qu'ils produisent. Le débit total est déterminé à partir de la production et du transfert dans les HRU de quatre flux différents : ruissellement de surface (RD1), écoulement hypodermique ou ruissellement de subsurface (RD2), débit de base rapide issu du transfert de l'eau dans la partie supérieure des nappes d'eau souterraine (RG1), débit de base lent issu du transfert de l'eau dans la partie inférieure des nappes d'eau souterraine (RG2).

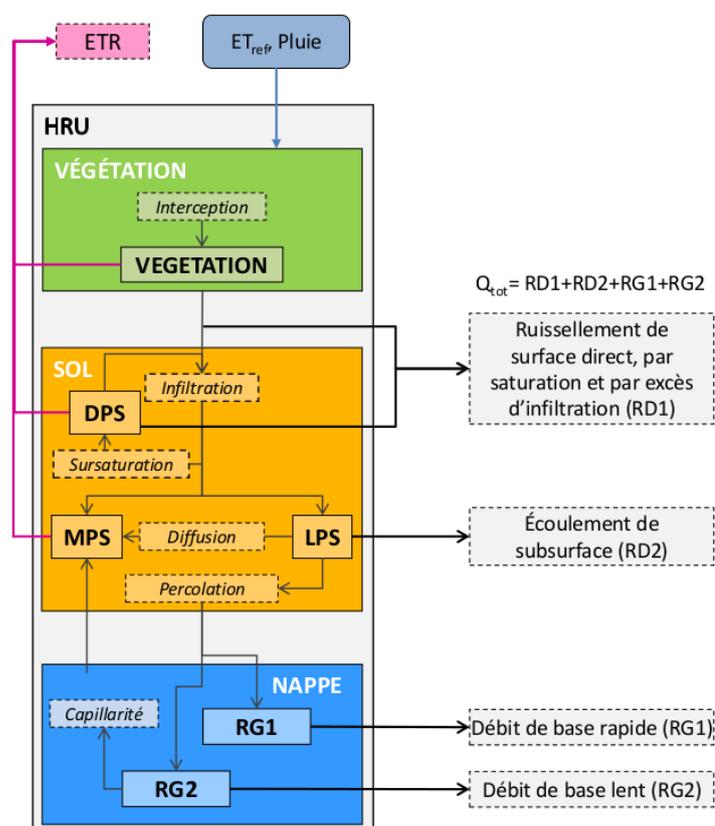


Figure 2.2 – Processus hydrologiques au sein d'une HRU dans le modèle J2000 adapté par Branger *et al.* (2013). Les blocs de couleur représentent les trois principaux modules de végétation, sol et sous-sol. Les réservoirs sont encadrés et notés en gras. Les processus sont encadrés en pointillés et notés en italique. Les contributions au débit total de la HRU sont le ruissellement, l'écoulement de subsurface et le débit de base.

Le modèle transfère ensuite les flux produits par les HRU aux brins de rivière et route l'eau dans ces brins jusqu'à l'exutoire en suivant la topologie (Figure 2.3). La **topologie** décrit la manière dont chaque HRU ou brin est relié aux autres HRU ou brins. Elle représente les chemins empruntés par l'eau, de l'amont à l'exutoire du bassin. Dans la version de base du modèle J2000, la topologie est celle d'un arbre (un seul degré sortant) orienté. La racine correspond à l'exutoire

et les feuilles sont les HRU amont. Chaque HRU (resp. brin) ne peut être liée en sortie qu'à une seule autre entité de type HRU ou brin (resp. brin).

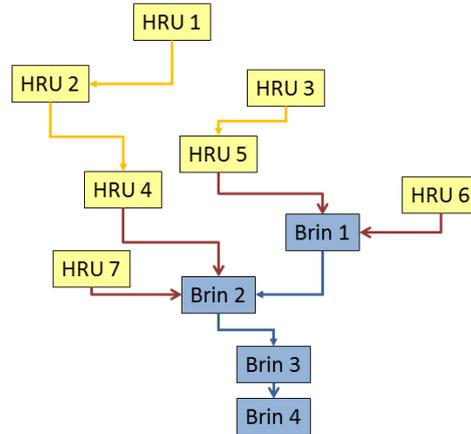


Figure 2.3 – Topologie possible dans le modèle J2000 : l'eau produite par chaque HRU peut être transférée à une HRU ou à un brin de rivière. L'eau est ensuite routée de brin en brin, jusqu'à l'exutoire.

2.1.4. Concepts du modèle J2000P

Pour mieux prendre en compte les spécificités des milieux périurbains, notamment les surfaces imperméabilisées et les éléments anthropiques qui viennent perturber la dynamique des écoulements, le modèle J2000 a été adapté. Les modifications effectuées durant cette thèse sont les suivantes :

- **Pour prendre en compte la dynamique plus rapide des zones urbaines** : le modèle fonctionne au pas de temps horaire alors que, jusqu'à présent, J2000 avait été utilisé aux pas de temps journalier et mensuel,
- **Pour prendre en compte l'hétérogénéité spatiale du processus d'infiltration** : le taux d'infiltration β_{Inf} , qui définit la répartition entre le ruissellement direct sur surfaces imperméables et l'eau disponible pour l'infiltration, est désormais un paramètre distribué, propre à chaque HRU (Figure 2.4a),
- **Pour prendre en compte le réseau d'assainissement unitaire** qui récupère une partie des eaux pluviales et dévie leurs chemins d'écoulement naturels :
 - le réseau d'assainissement est décrit explicitement dans le modèle. Par la suite, nous parlerons de « brins » de réseau hydrographique et de « tronçons » de réseau d'assainissement pour décrire les réseaux dans J2000P.
 - la topologie est modifiée. Les flux produits par les HRU peuvent désormais être transférés à une HRU aval, à un brin et à un tronçon. Le paramètre $\tau_{i,cnx,HRU}$ définit la part du ruissellement d'une HRU i qui rejoint la HRU aval, $\tau_{i,cnx,brin}$ la part qui rejoint le brin et $\tau_{i,cnx,tronc}^i$ la part qui rejoint le tronçon (Figure 2.4b).

La condition suivante doit être respectée pour ne pas créer ou perdre de l'eau :

$$\tau_{i,cnx,HRU} + \tau_{i,cnx,brin} + \tau_{i,cnx,tron\grave{c}} = 1 .$$

- **Pour prendre en compte les déversements du réseau vers la rivière** : un module de déversoir d'orage (DO) a été développé pour simuler le transfert de l'eau en surplus dans un tronçon où se trouve un DO vers un brin de rivière (Figure 2.4b).

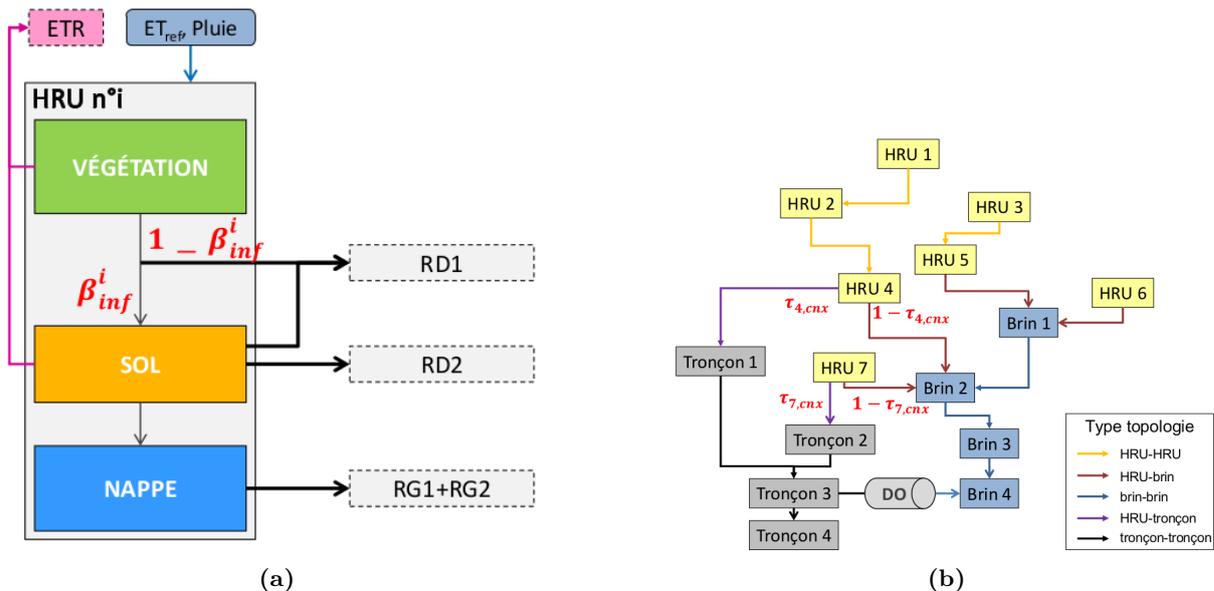


Figure 2.4 – Modèle J2000P : (a) Spatialisation du partage ruissellement/infiltration dans les HRU du modèle J2000P, (b) Ajout du réseau d'assainissement, modification de la topologie et ajout des déversoirs d'orage. Dans le cas où une HRU transmet ses écoulements uniquement à un brin et à un tronçon, $\tau_{cnx,brin} = 1 - \tau_{cnx,tron\grave{c}}$

2.1.5. Maillage adapté

La mise en œuvre de J2000P nécessite d'adapter la construction du maillage en HRU. Le maillage du modèle J2000 s'appuie sur un découpage du bassin en HRU et du réseau hydrographique en brins de rivière. Les HRU sont caractérisées par des critères homogènes du point de vue de la pente, l'orientation, l'altitude, la végétation, le type de sol et de sous-sol (voir §1.3.3). Dans J2000P, la gestion des eaux pluviales doit être prise en considération dans le maillage. Pour cela, il doit être adapté pour prendre en compte le réseau d'assainissement, à la fois dans le découpage de ses tronçons et dans le découpage des HRU.

Le logiciel GRASS-HRU¹, développé par les chercheurs de l'Université de Jena pour les besoins du modèle J2000, permet de découper automatiquement les HRU et les brins de rivière en fonction d'un ensemble de données SIG : MNT, occupation du sol, pédologie et géologie. GRASS-HRU s'appuie sur GRASS-SIG² et se lance comme un plugin de QGIS³. L'utilisateur

1. <http://ilms.uni-jena.de/ilmswiki/index.php/GRASS-HRU>
 2. grass.osgeo.org/
 3. www.qgis.org/

est guidé dans les différentes étapes grâce à une interface graphique. La première étape consiste à délimiter les sous-bassins naturels et pour cela, une taille minimale de sous-bassins est requise. Toutes les couches SIG sont ensuite intersectées. Cette étape pouvant générer de très petites entités, une surface minimale de HRU doit être fixée. Les brins de rivière sont découpés entre deux confluences du réseau hydrographique. GRASS-HRU a plusieurs avantages : calcul de la topologie et génération automatique des fichiers de paramètres décrivant les HRU et les brins de rivière, accès libre et gratuit, interface graphique intuitive. Il a déjà été utilisé dans l'équipe HHLY pour le maillage du bassin de l'Ardèche (Huza, 2013), du bassin de la Durance dans le cadre du projet R²D² 2050 (Sauquet, 2014) et du bassin du Rhône dans le cadre du projet MDR - Modélisation du Rhône (Tilmant *et al.*, 2013). Il présente néanmoins plusieurs inconvénients : découpage ne prenant en compte qu'un seul réseau et les chemins d'écoulement naturels suivant la topographie (la gestion des eaux pluviales n'est pas prise en compte), fonctionnement figé (il est impossible d'arrêter le logiciel à une étape intermédiaire ou d'intégrer des fichiers supplémentaires), lenteur, instabilité. Pour ces raisons, cet outil n'a pas été utilisé dans le maillage de J2000P et d'autres méthodes ont dû être développées (voir section 2.6).

2.2. LA PLATEFORME DE MODÉLISATION JAMS

Cette section présente le fonctionnement détaillé de la plateforme. Le vocabulaire spécifique à la plateforme et au langage JAVA est indiqué en gras. La plateforme étant disponible uniquement en anglais, nous avons choisi de réutiliser certains mots anglais pour faciliter les allers-retours entre ce qui est présenté ici et ce qui est proposé par l'Université de Jena.

2.2.1. Entités, modules et contextes

La création d'un modèle dans JAMS nécessite l'utilisation de deux types de blocs de construction : les **contextes** (*context components*) et les **modules** (*components*). Les contextes agissent sur les modules et les modules agissent sur des entités. Les **entités** sont des objets informatiques qui représentent les deux éléments de discrétisation spatiale des modèles construits dans JAMS : les HRU et les brins de rivière (*reaches*). Une entité est définie par des paramètres, un état initial et un état à l'instant t .

Les **modules** peuvent avoir différentes fonctionnalités : pré-traitement de données d'entrée (correction altitudinale des pluies, régionalisation des données climatiques à partir de données ponctuelles, calcul de l'évapotranspiration potentielle, etc.), représentation et calcul des différents processus hydrologiques (interception, ruissellement, infiltration, etc.) sur les entités, conversion d'unités, calcul de critères de performance, représentation graphique des résultats, etc. Lorsqu'un module agit sur une entité, il utilise des entrées (état de l'entité à l'instant t , paramètres distribués ou globaux, forçages, flux venant d'autres modules) pour calculer des sorties (nouvel état à l'instant $t + dt$). La description des processus dans les modules se fait sans tenir compte des aspects spatio-temporels et des autres processus. Les modules sont donc indépendants du temps et des autres modules. Les modules sont regroupés dans des contextes qui contrôlent leur

exécution et l'échange de données entre eux.

Les **contextes** sont une des particularités de la plateforme de modélisation JAMS. Ils permettent la construction de boucles spatiales et temporelles nécessaires au fonctionnement d'un modèle. Ils peuvent agir sur les modules de façon itérative (à chaque pas de temps ou pour chaque entité), séquentielle (un module est activé avant un autre module), sélective (le module s'active seulement pour certaines entités ou certains pas de temps) ou conditionnelle (le module s'active sous certaines conditions d'entrée). Les trois principaux contextes sont : le *model context*, le *temporal context* et le *spatial context*. Le *model context* est le contexte le plus simple qui contrôle l'exécution séquentielle de différents modules. Il permet notamment de créer un modèle dans JAMS. Dans le contexte principal de création du modèle, l'utilisateur définit un pas de temps fixe et une durée de simulation. Le *temporal context* est un contexte itératif qui gère les aspects temporels de l'exécution du modèle. Il nécessite de connaître les dates de début et de fin de simulation, le pas de temps et les modules à exécuter par ce contexte dans un ordre prédéfini. Enfin, le *spatial context* est un contexte itératif qui gère les aspects spatiaux de l'exécution du modèle. Il nécessite de connaître les entités spatiales et les modules du modèle à exécuter par ce contexte dans un ordre défini. La construction d'un modèle se fait en emboîtant les différents contextes (Figure 2.5).

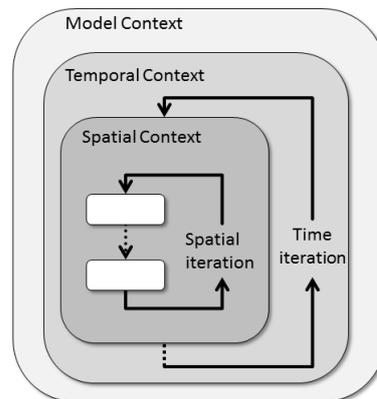


Figure 2.5 – Emboîtement de contextes pour la construction de modèles (Source : Kralisch et al., 2007)

2.2.2. Construction de modèles dans JAMS

Pour une utilisation simple d'un modèle déjà existant, il existe une interface graphique spécifique appelée *JAMS Launcher*. Si l'utilisateur veut créer un modèle à la carte en fonction de ses besoins, il peut utiliser l'interface graphique *JAMS Model Builder* ou *JUICE* (Figure 2.6). Dans cette interface, il sélectionne les contextes et les modules nécessaires dans les bibliothèques disponibles et les agence selon un ordre défini. Il y paramètre ensuite les modules choisis et indique au modèle les chemins où se trouvent les données d'entrée de forçages atmosphériques et les fichiers de paramètres. Une fois le modèle lancé, une fenêtre apparaît et renseigne sur l'exécution du modèle (temps d'exécution, erreurs, ...). Les données d'entrée et de sorties peuvent être

visualisées à partir de l'interface *JAMS Data Explorer* ou *JADE*, accessible depuis l'interface principale.

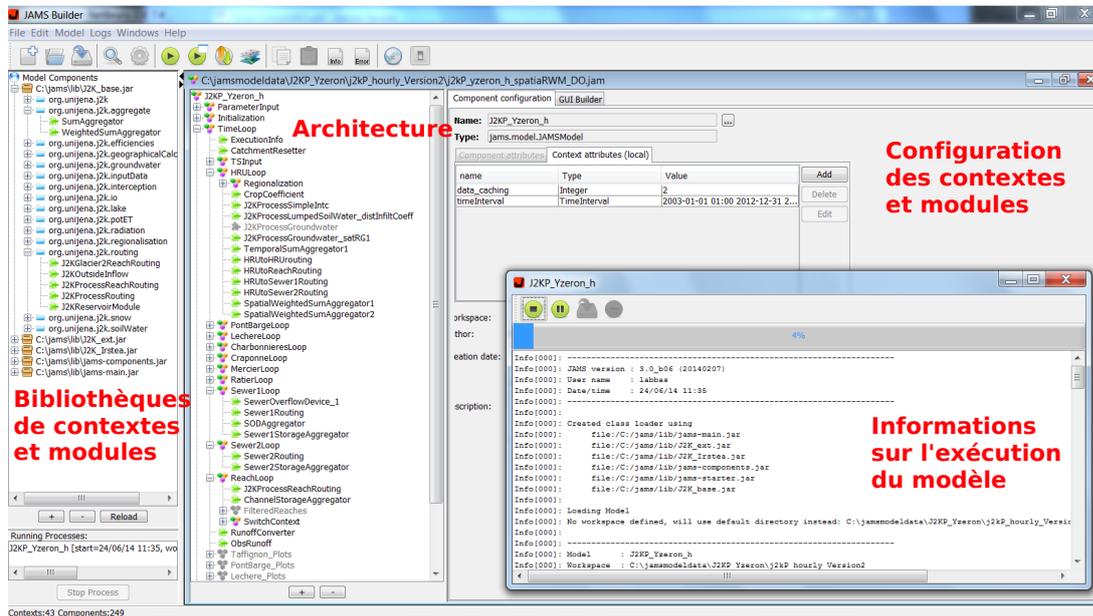


Figure 2.6 – Implémentation dans l'interface utilisateur. Dans la partie « Architecture », les modules sont représentés par les puzzles verts et les contextes par les trois hexagones bleu-jaune-violet.

2.2.3. Développement

Le développement peut se réaliser dans l'environnement de développement intégré NetBeans¹, disponible gratuitement. Des projets NetBeans préconfigurés sont téléchargeables avec JAMS pour faciliter son utilisation, sa configuration et le développement². Ces projets permettent de lancer les différentes interfaces utilisateur directement à partir de NetBeans, de voir le code source et de créer de nouveaux modules (Figure 2.7). Les fonctions de débogage de NetBeans peuvent être utilisées pour rechercher les erreurs effectuées lors du développement ou pour comprendre le fonctionnement des modules existants.

Les bibliothèques ou *packages* sont constituées par une collection de modules (ou classes en langage JAVA). Elles sont rassemblées dans une forge logicielle³ maintenue par les chercheurs de l'Université de Jena⁴. Les bibliothèques *J2K_base* et *J2K_ext* regroupent les modules de base du modèle J2000; la bibliothèque *jams-components* est constituée de modules de post- ou

1. <https://netbeans.org/>

2. Tutoriel disponible ici : http://jams.uni-jena.de/ilmswiki/index.php/Tutorial_Model_Developers

3. Une forge logicielle est un système de gestion de développement collaboratif qui permet l'archivage et la sauvegarde du code source, le versionnage ou suivi des modifications et l'échange de code entre les différents développeurs.

4. La forge est accessible aux adresses suivantes : <http://svn.geogr.uni-jena.de/svn/jams/trunk> (plateforme JAMS), <http://svn.geogr.uni-jena.de/svn/jamsmodels/trunk> (modules créés pour les modèles) et <http://svn.geogr.uni-jena.de/svn/modeldata> (modèles créés dans JAMS).

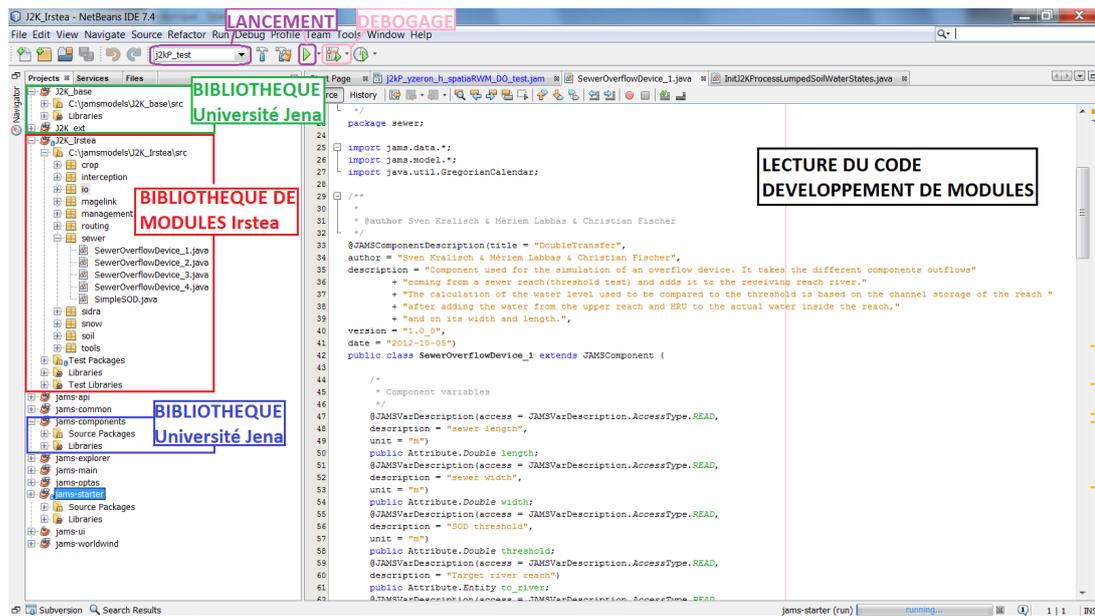


Figure 2.7 – Interface NetBeans permettant le lancement, le débogage, la lecture du code source et le développement de nouveaux modules. Les projets NetBeans donnent accès à différentes bibliothèques de modules.

pré-processing ; la bibliothèque *jams-main* contient tous les modules et contextes nécessaires au fonctionnement de la plateforme. Les modules développés à Irstea sont regroupés au sein de la bibliothèque *J2K_Irstea*.

Les modules utilisés pour décrire les processus sont tous structurés de la même façon dans JAMS :

1. Nom du package dans lequel se trouve le module,
2. Import des packages requis par le module,
3. Description du module (métadonnées) : nom, auteur, version, date,
4. Déclaration du module (qui est une **classe** en langage JAVA),
5. Déclaration des variables (privées ou publiques) et de leur mode d'accès (écriture, lecture, lecture/écriture),
6. **Procédure** (ou fonction) d'initialisation qui ne fonctionne que lors de l'étape d'initialisation du modèle,
7. **Procédure** principale qui fonctionne tout au long de la simulation,
8. **Procédure** terminale qui fonctionne uniquement à la fin de la simulation,
9. Fin du module.

2.3. ARCHITECTURE DE J2000 DANS JAMS

Construit dans la plateforme de modélisation JAMS, le modèle J2000 de Branger *et al.* (2013) est constitué de plusieurs contextes (Figures 2.8a et 2.8b). Ces contextes et les principaux modules encapsulés dedans sont décrits les uns après les autres dans ce qui suit. L'objectif de cette section n'est pas de détailler toute la structure du modèle mais de comprendre son architecture informatique (agencement des contextes et des modules), dans le but de la faire évoluer. Les équations et les modules de régionalisation, de calcul des processus hydrologiques et de routage sont présentés dans la section 2.4 en détail.

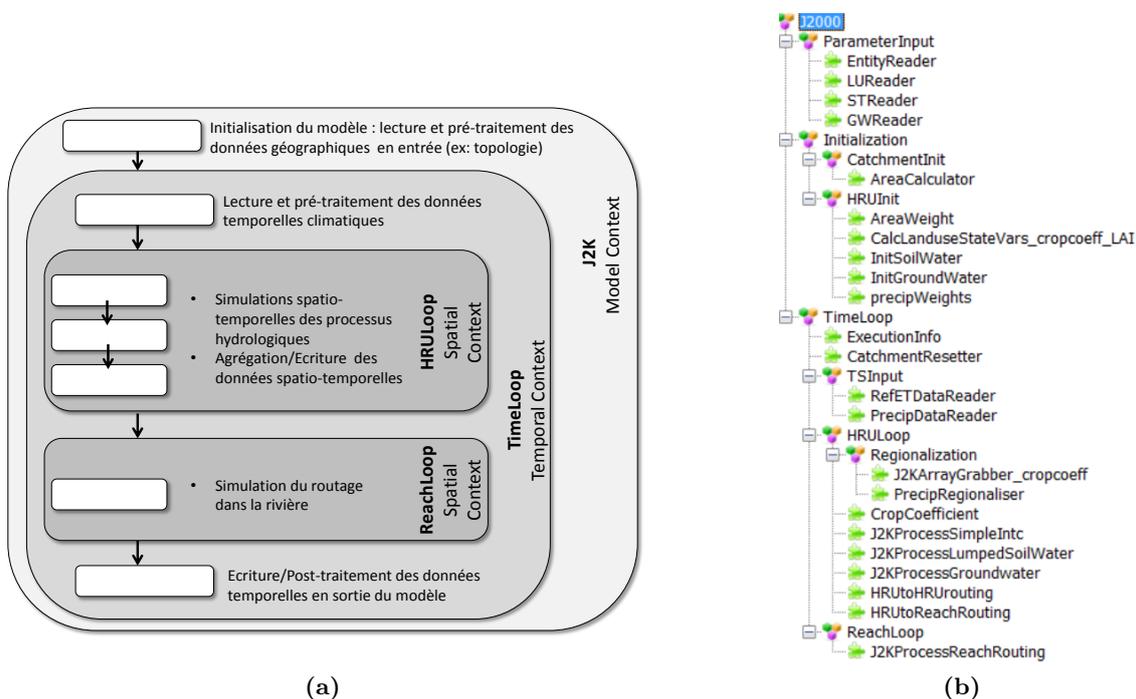


Figure 2.8 – Schéma de l'architecture du modèle J2000 dans JAMS : (a) Les contextes sont en gris et les modules en blanc. Les modules situés dans le contexte principal ne sont exécutés qu'une seule fois par le modèle. Les modules situés dans le contexte temporel sont exécutés à chaque pas de temps du modèle. Les modules situés dans une boucle spatiale sont exécutés pour chaque entité spatiale (HRU ou brin), (b) Nom des contextes (trois hexagones vert-jaune-violet) et des modules (puzzles verts)

2.3.1. Contexte principal J2000

Dans le contexte principal, qui encapsule tous les contextes et modules du modèle, l'utilisateur définit le pas de temps et la durée de la simulation. C'est un contexte du type *JAMScontext*, disponible dans la bibliothèque *jams-main.model*. Il gère l'exécution séquentielle de trois autres contextes : *ParameterInput*, *Initialization* et *TimeLoop*. Les contextes *ParameterInput* et *Initialization* ne sont exécutés qu'une seule fois au début de la simulation tandis que le contexte itératif *TimeLoop* est exécuté autant de fois qu'il y a de pas de temps dans la simulation.

2.3.2. Contexte *ParameterInput*

Le contexte *ParameterInput*, de type *JAMScontext*, gère l'exécution de différents modules qui lisent les fichiers d'entrée (exceptés les forçages climatiques) et les traduit en langage informatique. Le module *StandardEntityReader* crée deux collections d'entités : les HRU et les brins, à partir des fichiers d'entrée *hrus.par* et *reach.par* et établit les connexions entre ces entités à partir de la topologie définie dans ces fichiers. Trois modules *StandardLUReader*, *StandardSoilParaReader* et *StandardGroundwaterParaReader* lisent les fichiers de paramètres décrivant les classes d'occupation du sol (*landuse.par*), du sol (*soil.par*) et du sous-sol (*hgeo.par*) et relie ces paramètres aux deux collections d'entités créées par le module *StandardEntityReader*. Ces trois modules ont été renommés *LUReader*, *STReader* et *GWReader*.

2.3.3. Contexte *Initialization*

Le contexte *Initialization*, de type *JAMScontext*, regroupe différents modules d'initialisation du modèle (calcul de la surface du bassin, initialisation des réservoirs, etc.).

2.3.4. Contexte temporel *TimeLoop*

Le contexte *TimeLoop* est un contexte itératif du type *JAMSTemporalContext*, disponible dans la bibliothèque *jams-main.model*. Il contrôle l'aspect temporel de la simulation. Il gère l'exécution itérative du contexte *TSInput*, qui effectue une lecture et un prétraitement des données de forçages atmosphériques, et des deux contextes spatiaux *HRULoop* et *ReachLoop*. Il contrôle également l'écriture des résultats de simulation à chaque pas de temps.

2.3.5. Contexte spatial *HRULoop*

Le contexte *HRULoop* est du type *JAMSSpatialContext*, disponible dans la bibliothèque *jams-main.model*. Dans cette boucle spatiale, elle-même à l'intérieur de la boucle temporelle, les modules sont activés à chaque pas de temps et pour chaque HRU. La régionalisation des forçages atmosphériques est effectuée par le même module *Regionalisation*, qui s'applique à deux jeux de données différents. Le module de régionalisation appliqué à la donnée d' ET_{ref} a été renommé *RefETRegionaliser* et ce même module, appliqué à la donnée de pluie, a été renommé *PrecipRegionaliser*. Quatre modules simulent ensuite les processus hydrologiques qui ont lieu dans les HRU en réponse aux forçages atmosphériques : le module de calcul de l'ETP *CropCoefficient*, le module de végétation *J2KProcessSimpleIntc*, le module du sol *J2KProcessLumpedSoilWater* et le module de nappe *J2KProcessGroundWater*. Enfin, le transfert des flux produits par les entités est effectué par le module *DoubleTransfer*. Appliqué au transfert HRU \rightarrow HRU, ce module a été renommé *HRUtoHRUrouting*. Appliqué au transfert HRU \rightarrow brin, il a été renommé *HRUtoReachRouting*.

2.3.6. Contexte spatial *ReachLoop*

Le contexte itératif *ReachLoop*, du type *JAMSSpatialContext*, gère le fonctionnement de l'unique réseau représenté dans J2000, le réseau hydrographique naturel. Celui-ci est consti-

tué d'un ensemble de brins caractérisés par des paramètres géométriques et une topologie. Les connexions entre les entités sont déterminées par le modèle au cours de l'étape d'initialisation (voir §2.3.2). Le transfert de l'eau produite par les HRU aux brins du réseau est calculé dans la boucle spatiale *HRULoop* par un module de transfert (voir §2.3.5). Dans la boucle spatiale *ReachLoop*, le routage dans la rivière est effectué par le module de routage *J2KProcessReachRouting*.

2.4. DESCRIPTION DES PRINCIPAUX MODULES DE J2000

2.4.1. Démarche

Démarche générale : Dans cette section, nous décrivons les modules du modèle de **Branger et al. (2013)**, en fonction de leur rôle dans les processus. Nous présentons la manière dont les entités sont créées et les connexions établies entre elles, le traitement des données climatiques, les processus hydrologiques (production et routage) implémentés et les modules qui leur correspondent. Pour faciliter la compréhension, les équations sont explicitées d'une part et le code informatique d'autre part. L'ensemble des processus hydrologiques modélisé est schématisé sur la Figure 2.9. Tout au long de cette section, des tableaux récapitulent les entrées et sorties des modules.

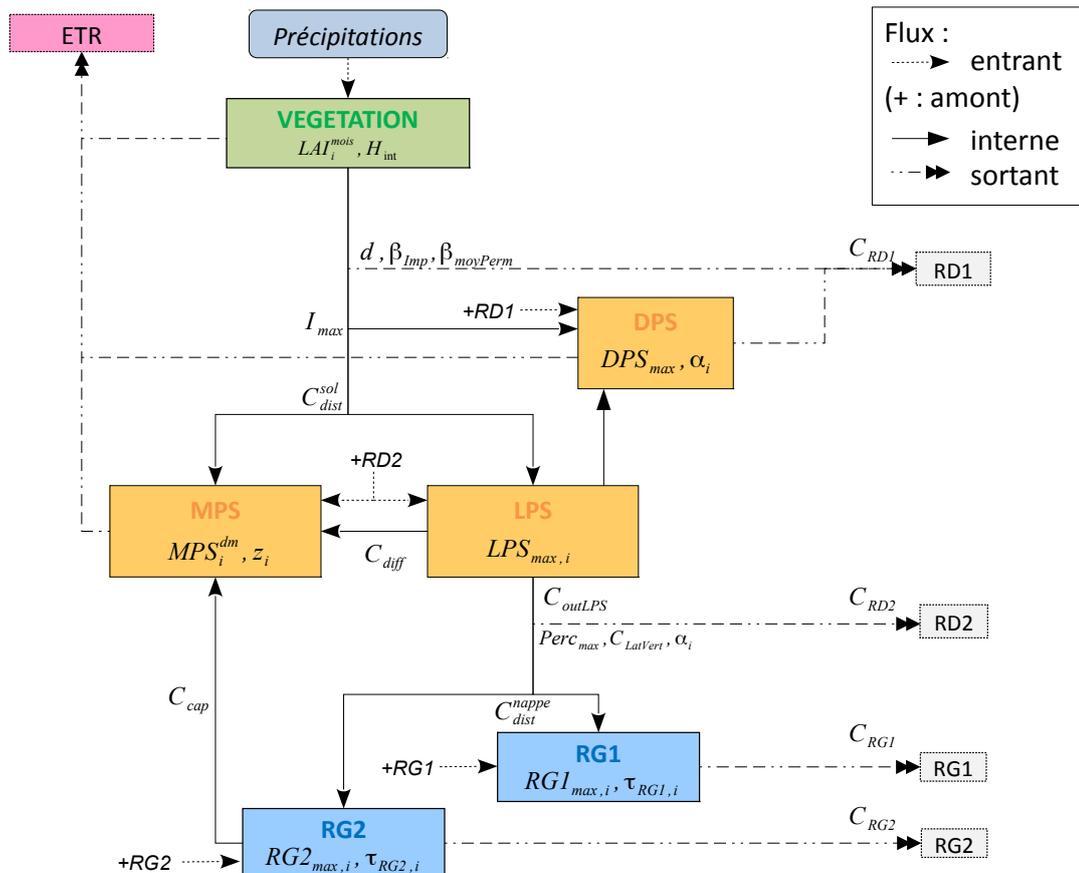


Figure 2.9 – Ensemble des paramètres distribués et globaux requis par le modèle

Remarques pour la description des processus : La notation adoptée par la suite est la suivante : chaque paramètre distribué ou état défini pour une HRU ou un brin est indicé par la lettre i . Les paramètres globaux, identiques à toutes les HRU, sont en caractères gras. Les paramètres qui n'ont pas de sens physique et qui peuvent être utilisés pour caler le modèle sont représentés par la lettre C , indicée pour différencier les paramètres. Les variables dépendantes du temps sont différenciées des paramètres par la notation (t) . Sauf mention contraire, elles sont exprimées en $L \Delta t^{-1}$ ou en $mm \Delta t^{-1}$. Le modèle base ses calculs sur des volumes échangés entre les différents réservoirs. L'état de chaque réservoir est défini en volume (L). Les flux sont des flux moyens en volume par pas de temps.

Remarques pour la description des modules informatiques : Le fonctionnement des principaux modules est décrit ainsi que leur package d'origine et le contexte dans lequel ils interviennent. Les entrées et sorties nécessaires aux modules sont récapitulées dans des tableaux qui décrivent le nom des variables ou paramètres nécessaires, leur mode d'accès (R/W), leurs types et le contexte où ils se trouvent. Les variables et paramètres accessibles uniquement en lecture (R) conditionnent les calculs effectués par le module mais ne sont pas modifiés par celui-ci. Les variables accessibles en lecture et en écriture (R/W) correspondent aux entrées du module qui sont modifiées par celui-ci. Par exemple, l'état d'un réservoir peut être mis à jour par un module de l'instant $t - \Delta t$ (entrée) à l'instant t (sortie). Les variables accessibles uniquement en écriture (W) sont créées par le module. Les paramètres et variables peuvent être de type chaîne de caractères (String), entier (Integer), réel (Double), vecteur de réels (Double[]), tableau de réels (DoubleArray), temps (Calendar), booléen (Boolean), entité (Entity) et collections d'entités (EntityCollection). La colonne *Contexte.Attribut* du tableau récapitulatif indique 1) le nom du contexte où la variable ou le paramètre nécessaire au module sont lus ou écrits et 2) le nom de la variable pour le module. Chaque variable ou paramètre, une fois lu ou écrit par le modèle une première fois, est enregistré dans un attribut qui est relié à un contexte. Lorsqu'un paramètre est nécessaire au fonctionnement du module, l'utilisateur doit lui indiquer soit le chemin du fichier dans lequel le paramètre est défini, soit directement sa valeur. Dans la colonne *Paramètres* du tableau, est indiqué soit le nom du fichier où se trouve(nt) le(s) paramètre(s) soit sa valeur (représentée par « ... »).

2.4.2. Création et connexions des entités

2.4.2.a. Principes

La plateforme ne connaît que deux types d'objets informatiques ou entités : les HRU et les brins. Ces derniers doivent être créés pour que le modèle puisse fonctionner. Les connexions entre les entités sont ensuite établies à partir de la topologie définie dans les fichiers d'entrée. Les **connexions** sont une retranscription informatique de la topologie dans un modèle de JAMS. Elles permettent d'établir un ordre de calcul dans l'itération spatiale, de l'amont à l'aval. Elles peuvent être de trois types : $HRU \rightarrow HRU$, $brin \rightarrow brin$, $HRU \rightarrow brin$.

2.4.2.b. Module de création et de connexions des entités

Module *StandardEntityReader* :

Ce module se trouve dans le package *J2K_base.org.unijena.j2k.io* et intervient dans le contexte *ParameterInput* (Figure 2.8b). Il lit les deux fichiers d'entrée *hrus.par* et *reach.par* et crée deux collections d'entités : *hrus* et *reaches* dans le contexte principal *J2000*. Les entités sont reliées aux paramètres définis dans les fichiers d'entrée des HRU et des brins :

- pour le fichier *hrus.par* : identifiant unique (ID), paramètres géométriques de l'ensemble des HRU (coordonnées du barycentre, altitude moyenne, surface, pente moyenne, orientation moyenne), paramètres de topologie (to_{HRU} et to_{reach}) et les classes d'occupation du sol ($landuseID$), de sol ($soilID$) et de sous-sol ($hgeoID$) auxquelles les HRU appartiennent,
- pour le fichier *reach.par* : identifiant unique (ID), paramètres géométriques de l'ensemble des brins de rivière (pente, longueur, largeur, rugosité), paramètre de topologie (to_{reach}).

Les classes d'occupation du sol, de sol et de sous-sol sont décrites dans trois fichiers d'entrée *landuse.par*, *soil.par* et *hgeo.par*. Les paramètres correspondant à ces classes sont lus et attribués à chaque entité de type HRU, dans les modules *LUReader*, *STReader* et *GWReader* décrits par la suite. Au final, les entités de type HRU ont pour attributs l'ensemble des paramètres décrits dans les fichiers *hrus.par*, *landuse.par*, *soil.par* et *hgeo.par*.

Les connexions entre les entités sont établies de la manière suivante. Si une HRU transfère ses écoulements à une autre HRU, son paramètre to_{HRU} prend la valeur de l'identifiant de la HRU réceptrice et to_{reach} vaut 0 (voir Figure 2.10). Si une HRU transfère ses écoulements à un brin de rivière, to_{HRU} vaut 0 et to_{reach} prend la valeur de l'identifiant du brin de rivière récepteur. Le paramètre to_{reach} des brins de rivière est égal à l'identifiant du brin récepteur. Pour le brin exutoire, ce paramètre vaut 0. Pour illustrer le fonctionnement de la topologie, un schéma simple est représenté sur la Figure 2.10. Les entrées et sorties du module sont récapitulées dans le Tableau 2.1.

Tableau 2.1 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *StandardEntityReader* qui s'applique seulement à l'instant $t = 0$

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Fichier d'entrée des HRU	R	String		<i>hrus.par</i>
Fichier d'entrée des brins	R	String		<i>reach.par</i>
Collection de HRU	W	EntityCollection	J2000.hrus	
Collection de brins	W	EntityCollection	J2000.reaches	

2.4.3. Traitement des données climatiques

2.4.3.a. Régionalisation des pluies et correction altitudinale

La régionalisation des données pluviométriques mesurées à l'emplacement des pluviomètres permet de créer une série temporelle de pluie pour chaque HRU. La variabilité horizontale (différence de cumul entre les pluviomètres) et la variabilité verticale (augmentation avec l'altitude) des pluies sont prises en compte à chaque pas de temps. La variabilité verticale est quantifiée, à

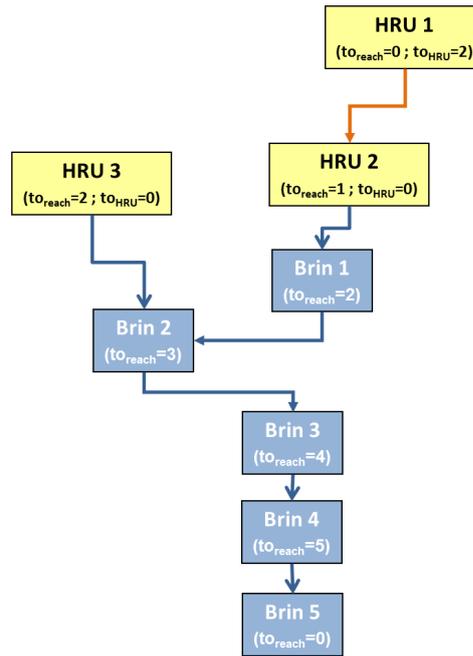


Figure 2.10 – Schéma topologique représentant les relations entre HRU et brins. En orange, les connexions $HRU \rightarrow HRU$ ($to_{HRU} \neq 0$ et $to_{reach} = 0$) et en bleu, les connexions $HRU \rightarrow brin$ ou $brin \rightarrow brin$ ($to_{HRU} = 0$ et $to_{reach} \neq 0$)

chaque pas de temps, par une régression linéaire entre l'altitude des pluviomètres et la pluie qui y est mesurée. Cette régression est caractérisée par un gradient et un coefficient de corrélation. Si le coefficient de corrélation est plus grand qu'un seuil défini par l'utilisateur, les valeurs de pluie sont modifiées en fonction des altitudes des mailles considérées et du gradient de la régression linéaire. Avec cette approche, la variabilité verticale est considérée seulement lorsque les valeurs des données sont significativement dépendantes de l'altitude au pas de temps considéré. La variabilité horizontale est prise en compte par une méthode de pondération inverse des distances. La combinaison de ces deux méthodes de régionalisation fournit des valeurs de pluie à chaque pas de temps pour chaque HRU. Selon Krause (2002), cette approche de régionalisation des pluies permet de mieux reproduire leur hétérogénéité spatiale dans des bassins versants de taille intermédiaire que la méthode des polygones de Thiessen, plus appropriée à des petits bassins versants avec une faible hétérogénéité spatiale. La méthode inverse des distances présente néanmoins des inconvénients et son utilisation est discutée par le biais d'une analyse de sensibilité sur la pluie (voir chapitre 6).

Les quatre étapes nécessaires à la régionalisation peuvent être synthétisées de la manière suivante :

1. Calcul de la distance D_{i-s} entre une stations s et le barycentre d'une HRU i :

$$D_{i-s} = \sqrt{(X_s - X_i)^2 + (Y_s - Y_i)^2} \quad (2.1)$$

Pour chacune de ces distances, un facteur de pondération, $w_{D_{i-s}}$, est calculé en fonction du paramètre de puissance \mathbf{p} défini par l'utilisateur :

$$w_{D_{i-s}} = \frac{1}{D_{i-s}^{\mathbf{p}}} \quad (2.2)$$

Augmenter le paramètre \mathbf{p} signifie accroître l'influence des stations les plus proches et diminuer l'influence des stations les plus lointaines.

2. Calcul de la régression linéaire entre les valeurs ponctuelles et l'altitude des N stations pluviométriques à chaque pas de temps. En faisant l'hypothèse que la pluie $P_s(t)$ (mm Δt^{-1}) mesurée à la station de mesure s dépend linéairement de l'altitude H_s (mm) :

$$P_s(t) = a_H(t) + b_H(t) \cdot H_s \quad (2.3)$$

où $b_H(t)$ (Δt^{-1}) est la pente de la régression linéaire et $a_H(t)$ (mm Δt^{-1}) l'ordonnée à l'origine. Les coefficients b_H et a_H peuvent être ajustés à partir de la méthode de Gauss des moindres carrés :

$$b_H(t) = \frac{\sum_{s=1}^N (H_s - \bar{H})(P_s(t) - \overline{P(t)})}{\sum_{s=1}^N (H_s - \bar{H})^2} \quad (2.4)$$

$$a_H(t) = \overline{P(t)} - b_H(t) \cdot \bar{H} \quad (2.5)$$

Le coefficient de corrélation est défini par l'équation suivante :

$$r(t) = \frac{\sum_{s=1}^N (H_s - \bar{H})(P_s(t) - \overline{P(t)})}{\sqrt{\sum_{s=1}^N (H_s - \bar{H})^2 \sum_{s=1}^N (P_s - \overline{P(t)})^2}} \quad (2.6)$$

avec \bar{H} la moyenne des altitudes et $\overline{P(t)}$ la moyenne des pluies à l'instant t des N pluviomètres.

3. La variabilité horizontale de la pluie est prise en compte en utilisant la méthode inverse de la distance pondérée. Pour chacune des \mathbf{n} stations les plus proches, un facteur de pondération W_{i-s} est calculé selon :

$$W_{i-s} = \frac{\left(\frac{\sum_{s=1}^{\mathbf{n}} w_{D_{i-s}}}{w_{D_{i-s}}} \right)}{\sum_{s=1}^{\mathbf{n}} \left(\frac{\sum_{i=1}^{\mathbf{n}} w_{D_{i-s}}}{w_{D_{i-s}}} \right)} \quad (2.7)$$

Le nombre \mathbf{n} de stations pluviométriques à considérer pour réaliser la régionalisation est défini par l'utilisateur en fonction de la densité et de l'emplacement des stations présentes sur le bassin d'étude. Pour chaque HRU, les \mathbf{n} stations les plus proches sont déterminées en fonction des coordonnées X_s et Y_s des stations et X et Y du barycentre de la HRU. A chaque pas de temps, la pluie spatialisée sur chaque HRU est alors définie par :

$$P_i(t) = \sum_{i=1}^{\mathbf{n}} W_{i-s} \cdot P_s(t) \quad (2.8)$$

4. Une correction altitudinale peut être effectuée lorsque le coefficient de corrélation est supérieur à une valeur v fixée par l'utilisateur :

$$\text{Si } r(t) > v, P_i^{corr}(t) = \sum_{s=1}^n W_{i-s} (\Delta H_{i-s} \cdot b_H + P_s(t)) \quad (2.9)$$

avec ΔH_{i-s} la différence d'altitude entre la station s et le barycentre de la HRU i considérée.

2.4.3.b. Modules de traitement des précipitations

Trois modules sont nécessaires pour lire les données d'entrée de précipitation et les spatialiser. Le fichier d'entrée, *rain.dat*, contient les coordonnées et l'altitude des stations pluviométriques et les chroniques de pluie au pas de temps du modèle. Ces chroniques doivent être obligatoirement de la même longueur. Elles peuvent comporter des données manquantes mais il faut qu'il y ait au moins une valeur pour un des pluviomètres à chacun des pas de temps de la période considérée.

Module *IDWWeightCalculator* renommé *precipWeights* :

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.regionalisation*. Il calcule les facteurs de pondération de la distance $w_{D_{i-s}}$ entre chaque HRU i et chaque station s , dans le contexte *HRUInit* du contexte *Initialization* (voir Figure 2.8b). Ce calcul dépend du paramètre de puissance p défini par l'utilisateur, des coordonnées X_s et Y_s des stations pluviométriques indiquées dans le fichier *rain.dat* et des coordonnées X_i et Y_i des HRU. Les entrées et sorties nécessaires au module sont récapitulées dans le Tableau 2.2.

Tableau 2.2 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *IDWWeightCalculator* qui s'applique à chaque HRU i et seulement à l'instant $t = 0$, pour les précipitations

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Nom du fichier où se trouvent les coordonnées des stations	R	String		<i>rain</i>
Facteur de puissance p	R	Double		...
Coordonnées X_i des HRU	R	DoubleArray	HRUInit.x	
Coordonnées Y_i des HRU	R	DoubleArray	HRUInit.y	
Facteur de pondération $w_{D_{i-s}}$	W	DoubleArray	HRUInit.precipWeights	

Module *TSDataStoreReader* renommé *PrecipDataReader* :

Ce module appartient au package *jams-components.jams.components.io*. Il s'exécute dans le contexte *TSInput* du contexte *TimeLoop* (voir Figure 2.8b). Il vérifie que les données du fichier de précipitations (*rain.dat*) recouvrent la période de la simulation choisie par l'utilisateur et que leur pas de temps correspond à celui fixé pour la simulation. Il sélectionne également les données sur cette période, lit les métadonnées du fichier et récupère les coordonnées X_s et Y_s des stations et leur altitude (procédure d'initialisation). Il calcule ensuite les coefficients de la régression linéaire (gradient, ordonnée à l'origine et coefficient de détermination) entre l'altitude des stations et l'altitude des HRU (procédure principale) à chaque pas de temps. Le Tableau 2.3 récapitule les entrées et sorties de ce module.

Tableau 2.3 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *TSDataStoreReader* qui s’applique à chaque instant t de la simulation, pour les précipitations

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Nom du fichier	R	String		<i>rain</i>
Période de la simulation	R	TimeInterval	J2000.timeInterval	
Nom de la variable P_s	W	String	J2000.dataSetNamePrecip	
Valeurs de précipitation $P_s(t)$ de chaque station	W	DoubleArray	J2000.dataArrayPrecip	
Altitude des pluviomètres H_s	W	DoubleArray	J2000.elevationPrecip	
Coordonnées X des stations X_s	W	DoubleArray	J2000.xCoordPrecip	
Coordonnées Y des stations Y_s	W	DoubleArray	J2000.yCoordPrecip	
Coefficients de régression $a_H(t), b_H(t), r(t)$	W	DoubleArray	J2000.regCoeffPrecip	

Module *Regionalisation* renommé *PrecipRegionaliser* :

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.regionalisation*. Il effectue la régionalisation des données de pluie dans le contexte *Regionalization* du contexte *HRULoop*. Les calculs sont effectués à chaque pas de temps et pour chaque HRU. Le Tableau 2.4 récapitule les entrées et sorties de ce module. La correction altitudinale peut être activée (*true*) ou désactivée (*false*).

Tableau 2.4 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *Regionalisation* qui s’applique à chaque HRU i et à chaque instant t , pour les précipitations

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Nombre de stations considérées n	R	Integer		...
Correction altitudinale	R	Boolean		<i>true</i> or <i>false</i>
Coefficient de corrélation seuil v	R	Double		...
Valeurs de précipitation $P_s(t)$ de chaque station	R	DoubleArray	J2000.dataArrayPrecip	
Altitude des HRU H_i	R	DoubleArray	J2000.elevationPrecip	
Coefficients de régression $a_H(t), b_H(t), r(t)$	R	DoubleArray	J2000.regCoeffPrecip	
Altitude des pluviomètres H_s	R	DoubleArray	HRULoop.elevationPrecip	
Facteur de pondération $w_{D_{i-s}}$	R	DoubleArray	HRULoop.precipWeights	
Pluie de la HRU considérée $P_i(t)$	W	Double	HRULoop.precip	

2.4.4. Calcul de l’ETP :

2.4.4.a. Définitions

L’évapotranspiration est la quantité d’eau perdue sous forme de vapeur d’eau par transpiration végétale (à travers les stomates) et par l’évaporation des sols, des surfaces d’eau libre et de l’eau interceptée par les plantes. **Musy et Soutter (1991)** distinguent trois notions différentes : l’évapotranspiration réelle (ETR), l’évapotranspiration maximale (ETM) ou évapotranspiration potentielle (ETP) et l’évapotranspiration de référence (ET_{ref} ou ET_0). L’ETR est la somme des quantités d’eau réellement évaporée par le sol et transpirée par les plantes, quand le sol est à une

certaine humidité et les plantes à un stade de développement physiologique spécifique. L'ETR dépend des conditions climatiques et des conditions liées au sol et à la végétation. L'ETP est la valeur maximale de l'ETR dans le cas où la disponibilité en eau n'est pas restreinte. L'ETP dépend du type de végétation et de son stade de croissance ainsi que des conditions météorologiques. L' ET_{ref} correspond à la quantité maximale d'eau susceptible d'être évaporée, sous un climat donné, pour un couvert végétal bas, uniforme et en pleine croissance (gazon), bien alimenté en eau et recouvrant totalement le sol. L' ET_{ref} dépend uniquement des conditions climatiques. L' ET_{ref} peut être évaluée à partir des données de capteurs simples sur des facteurs météorologiques (température de l'air, vitesse du vent, humidité relative de l'air et rayonnement solaire global incident), associées à des formules empiriques ou à base physique (Turc, Penmann-Monteith, etc.).

2.4.4.b. Principes

Pour adapter le modèle aux données françaises, le module initial de calcul de l'ETP à partir des variables climatiques a été modifié. L'ETP est calculée à partir de l' ET_{ref} et d'un coefficient cultural k_i selon l'équation :

$$ETP_i(t) = k_i(t) \cdot ET_{ref}(t) \quad (2.10)$$

$k_i(t)$ dépend de la nature de la végétation de la HRU considérée et du mois considéré (une valeur par mois, identique quelle que soit l'année). Minimum au début du développement, k_i augmente avec la croissance du végétal jusqu'à atteindre un maximum au moment du stade adulte pendant la reproduction puis il décroît. L' ET_{ref} est maintenant calculée en dehors du modèle et est fournie comme donnée d'entrée au pas de temps requis (voir §3.2.2.b).

2.4.4.c. Modules nécessaires au calcul de l' ET_{ref}

Module *TSDataStoreReader* renommé *RefETDataReader* :

Ce module appartient au package *jams-components.jams.components.io*. Il s'exécute dans le contexte *TSInput* du contexte *TimeLoop* (voir Figure 2.8b). Il vérifie que les données du fichier d' ET_{ref} (*refet.dat*) recouvrent la période de la simulation choisie par l'utilisateur et que leur pas de temps correspond à celui choisi pour la simulation. Il sélectionne également les données sur cette période (procédure d'initialisation). Il produit une valeur d' ET_{ref} à chaque pas de temps (procédure principale). Ce module est identique à celui utilisé pour lire les fichiers de précipitations (voir §2.4.3.b) mais il est paramétré plus simplement car l' ET_{ref} n'est pas régionalisée (une valeur uniforme est prise pour l'ensemble des HRU, à chaque pas de temps). Les entrées et sorties de ce module sont récapitulées dans le Tableau 2.5.

Tableau 2.5 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *TSDataStoreReader* qui s'applique à chaque instant t , pour l'évapotranspiration.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Nom du fichier d' ET_{ref}	R	String		<i>refet</i>
Période de la simulation	R	TimeInterval	J2000.timeInterval	
Nom de la variable ET_{ref}	W	String	J2000.dataSetNameRefET	
Valeurs d' ET_{ref}	W	DoubleArray	J2000.dataArrayRefET	

Module *StandardLUReader* renommé *LUReader* :

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.io*. Il s'exécute dans le contexte *ParameterInput* (voir Figure 2.8b). Il récupère les paramètres du fichier *landuse.par* qui contient les paramètres de chacune des classes d'occupation du sol (identifiant ou numéro de classe (*LID*), 12 coefficients culturels mensuels, 12 indices foliaires mensuels, profondeur racinaire moyenne de la végétation, classe d'imperméabilisation des surfaces) et les relie aux entités représentant les HRU grâce à deux identifiants : *landuseID* pour le fichier *hrus.par* et *LID* pour le fichier *landuse.par* (Tableau 2.6).

Tableau 2.6 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *StandardLUReader* qui s'applique seulement à l'instant $t = 0$

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Fichier de paramètres	R	String		<i>landuse.par</i>
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000.hrus	

Module *CalcLanduseStateVars_cropcoeff_LAI* :

Ce module a été développé à Irstea sur la base du module *CalcLanduseStateVars* du package *org.unijena.j2k.inputData*. Il appartient au package *J2K_Irstea.tools*. Il s'exécute dans le contexte spatial *HRUInit* du contexte *Initialization* (voir Figure 2.8b) et s'applique donc à chaque HRU. Il crée un tableau de valeurs de coefficients culturels k_i et d'indices foliaires LAI_i , de dimension égale au nombre de pas de temps d'une année (Tableau 2.7). Pour cela, il applique une fonction créneau aux valeurs mensuelles de ces paramètres, initialement définies dans le fichier *landuse.par* puis reliées à la collection d'entités *hrus* par le module *StandardLUReader*. Ces valeurs de LAI sont ensuite utilisées dans le module de calcul du processus d'interception *J2KProcessSimpleIntc*.

Tableau 2.7 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *CalcLanduseStateVars* qui s'applique à chaque HRU i et à l'instant $t = 0$ uniquement

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000.hrus	
Tableau de valeurs de k_i	W	DoubleArray	HRUInit.cropcoeffArray	
Tableau de valeurs de LAI_i	W	DoubleArray	HRUInit.LAIArray	

Module *J2KArrayGrabber_cropcoeff* :

Ce module appartient au package *J2K_Irstea.tools*. Il a été développé à Irstea sur la base du module *J2KArrayGrabber* du package *J2K_base.org.unijena.j2k*. Il s'exécute dans le contexte *Regionalization* du contexte spatial *HRULoop* (voir Figure 2.8b). Il lit les tableaux de valeurs des coefficients culturels et des indices foliaires rattachés à chaque HRU et récupère les valeurs de ces deux paramètres en fonction du pas de temps considéré. Ce module nécessite de situer l'instant t de la simulation par rapport au calendrier annuel pour pouvoir récupérer la valeur de coefficient culturel et du LAI (identiques sur le mois considéré) de chaque HRU i . Les entrées et sorties de ce module sont récapitulées dans le Tableau 2.8.

Tableau 2.8 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *J2KArrayGrabber_cropcoeff* qui s'applique à chaque HRU i , à chaque instant t . La résolution temporelle peut être horaire (h), journalière (d) ou mensuelle (m)

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Résolution temporelle	R	String		...
Emplacement du pas de temps t de calcul dans le calendrier annuel	R	Calendar	J2000.time	
Tableau de valeurs de k_i	R	DoubleArray	HRULoop.cropcoeffArray	
Tableau de valeurs de LAI_i	R	DoubleArray	HRULoop.LAIArray	
Valeur de k_i à l'instant t	W	Double	HRULoop.actcropcoeff	
Valeur de LAI_i à l'instant t	W	Double	HRULoop.actLAI	

Module *CropCoefficient* :

Ce module a été développé à Irstea et appartient au package *J2K_Irstea.crop*. Il s'exécute dans le contexte spatial *HRULoop* (voir Figure 2.8b). A partir des valeurs d' ET_{ref} et de coefficient cultural de chaque HRU à l'instant t , il calcule son ETP à chaque pas de temps (voir Tableau 2.9).

Tableau 2.9 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *CropCoefficient* qui s'applique à chaque HRU i et à chaque instant t

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Valeurs d' $ET_{i,ref}(t)$	R	DoubleArray	HRULoop.refet	
Valeur de $k_i(t)$	R	Double	HRULoop.actcropcoeff	
Valeurs d' $ETP_i(t)$	W	DoubleArray	HRULoop.potET	

2.4.5. Interception

2.4.5.a. Principes

Les précipitations sont interceptées par le réservoir végétation tant que sa capacité maximale n'est pas atteinte. Le paramètre qui contrôle la quantité d'eau de pluie interceptée est l'indice foliaire (ou Leaf Area Index, LAI). Il correspond à la surface du feuillage rapportée à la surface du sol et varie en fonction de la saison et du type d'occupation du sol. Pour chaque unité de modélisation, la capacité maximale du réservoir, $Int_{max,i}$ (L), se calcule simplement de la façon suivante :

$$Int_{max,i} = \mathbf{H}_{int} \cdot LAI_i(t) \cdot S_i \quad (2.11)$$

avec $LAI_i(t)$ ($m \ m^{-1}$) la valeur de l'indice foliaire (valeur identique chaque mois), \mathbf{H}_{int} (mm) la hauteur du réservoir, S_i (m^2) la surface de la HRU considérée. Lorsque la pluie brute est supérieure à la capacité maximale d'interception, le surplus (ou pluie nette) est transféré au module Sol.

Le réservoir Interception se vide uniquement par évaporation. L'évapotranspiration réelle produite par la HRU, $ETR_i(t)$, provient en partie de ce réservoir. L'ETR produite par le module Interception $ETR_i^I(t)$ est fonction de l'ETP et de la quantité d'eau dans le réservoir Végétation

$Int_i(t)$:

$$ETR_i^I(t) = \begin{cases} Int_i(t) & \text{si } ETP_i(t) > Int_i(t) \\ ETP_i(t) & \text{sinon} \end{cases} \quad (2.12)$$

2.4.5.b. Modules nécessaires au calcul de l'interception

Modules *StandardLUReader* et *CalcLanduseStateVars*

Ces deux modules permettent de récupérer une valeur de LAI par HRU et par pas de temps (voir §2.4.4.c).

Module *J2KProcessSimpleIntc*

Ce module appartient au package *J2K_Irstea.interception* et a été développé pour calculer une interception de la pluie sans neige¹. Dans ce module, les entrées d'ETP (calculée à partir l' ET_{ref} en mm) et de pluie sont en mm et sont converties en L en tenant compte de la surface de la HRU considérée. Les entrées et sorties de ce module sont récapitulées dans le Tableau 2.10.

Tableau 2.10 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *J2KProcessSimpleIntc* qui s'applique à chaque HRU i et à chaque pas de temps t

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Hauteur H_{int} du réservoir	R	Double		...
Surface S_i de la HRU	R	Double	HRULoop.area	
Pluie $P_i(t)$ de la HRU	R	Double	HRULoop.precip	
Valeur de $LAI_i(t)$	R	Double	HRULoop.actLAI	
$ETP_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.potET	
$ETR_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.actET	
Remplissage du réservoir $Int_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.intercStorage	

2.4.6. Sol

2.4.6.a. Principes

Le sol est modélisé par trois réservoirs : DPS (Depression Storage) en surface, MPS (Middle Pore Storage) et LPS (Large Pore Storage) en subsurface. Le réservoir DPS est assimilable aux « flaques » de surface c'est-à-dire aux points d'arrêts et de stockage du ruissellement de surface (RD1), direct et indirect. Le ruissellement direct est du ruissellement sur surfaces imperméables. Le ruissellement indirect est produit par excès d'infiltration ou par excès de saturation. Le réservoir MPS est assimilé à une porosité de rétention ; il représente la capacité de stockage de l'eau dans les pores du sol de diamètres moyens (0,2 à 50 μm). Dans ces pores, la rétention de l'eau se fait par les forces d'adsorption, plus importantes que la gravité. L'eau peut y être extraite par des forces d'aspiration ou de tension active telles que celles produites par la transpiration des plantes. Le réservoir LPS est assimilé à une porosité de drainage ; il représente la capacité de stockage de l'eau dans les plus gros pores du sol. Dans ces pores, les forces de gravité sont

1. Le module *J2KProcessInterception* du package *J2K_base.org.unijena.j2k.interception* développé par l'Université de Jena simule l'interception de la pluie et de la neige

supérieures aux forces d'absorption. L'eau stockée dans LPS alimente les écoulements verticaux (percolation) et horizontaux (écoulement de subsurface ou RD2).

Au début de chaque pas de temps, les réservoirs du sol peuvent recevoir des flux verticaux (pluie nette) et des flux horizontaux (RD1, RD2, RG1, RG2) produits par les HRU en amont. La réception de flux horizontaux dépend du schéma topologique établi initialement. Les écoulements du sol produits par chaque HRU à la fin d'un pas de temps peuvent être transférés au début du pas de temps suivant soit à un brin de rivière, soit à une HRU en aval. Dans le cas d'une connexion $HRU \rightarrow HRU$, l'écoulement de subsurface $RD2_i^{amont}(t)$ sortant de la HRU amont alimente les réservoirs de sol MPS et LPS de la HRU aval et le ruissellement de surface $RD1_i^{amont}(t)$ sortant alimente le réservoir DPS aval. Dans le cas particulier où les HRU sont des sous-bassins, les réservoirs ne reçoivent, par définition, aucun flux amont puisque les écoulements produits par chaque HRU rejoignent directement le brin de rivière connecté à la HRU.

Après avoir reçu le ruissellement amont, le réservoir DPS se vidange ensuite par évaporation. La quantité évaporée ($ETR_i^D(t)$) dépend de la demande évaporatoire : $\Delta ET_i(t) = ETP - ETR_i^I(t)$. Si celle-ci est satisfaite et que le réservoir DPS ne se vide pas entièrement par évaporation, l'eau restante $DPS_i(t)$ s'additionne à la pluie nette.

Les processus simulés ensuite sont le ruissellement direct sur surfaces imperméables et l'infiltration dans le sol. Le ruissellement direct $RD1_i^d(t)$ et la quantité d'eau disponible pour l'infiltration, $I_i(t)$, se calculent en fonction de l'eau restante dans DPS, de la pluie nette $P_i^{nette}(t)$ et des taux d'infiltration β_{Inf} (-) et $\beta_{moyPerm}$ (-). Le taux d'infiltration d'une HRU dépend de sa classe d'imperméabilisation d_i .

Pour une HRU i de classe « imperméable » ($d_i > 0,8$) :

$$RD1_i^d(t) = (1 - \beta_{Inf}) \cdot (P_i^{nette}(t) + DPS_i(t)) \quad (2.13)$$

$$I_i(t) = \beta_{Inf} \cdot (P_i^{nette}(t) + DPS_i(t)) \quad (2.14)$$

Pour une HRU i de classe « moyennement perméable » ($0 < d_i \leq 0,8$) :

$$RD1_i^d(t) = (1 - \beta_{moyPerm}) \cdot (P_i^{nette}(t) + DPS_i(t)) \quad (2.15)$$

$$I_i(t) = \beta_{moyPerm} \cdot (P_i^{nette}(t) + DPS_i(t)) \quad (2.16)$$

Pour une HRU i de classe « perméable » ($d_i = 0$), la pluie nette s'infiltré entièrement dans le sol et le ruissellement direct de surface est nul :

$$RD1_i^d(t) = 0 \quad (2.17)$$

$$I_i(t) = P_i^{nette}(t) + DPS_i(t) \quad (2.18)$$

La quantité d'eau qui s'infiltré effectivement dans le sol $IE_i(t)$ est reliée de manière empirique au taux de saturation du sol $\theta_{s,i}(t)$ (-) et à la vitesse maximale d'infiltration $I_{max}^{e,h}$ (mm Δt^{-1}),

définie par l'utilisateur pour deux périodes dans l'année, l'été et l'hiver :

$$IE_i(t) = (1 - \theta_{s,i}(t)) \cdot \mathbf{I}_{max}^{e,h} \quad \text{avec} \quad \theta_{s,i}(t) = \frac{MPS_i(t) + LPS_i(t)}{MPS_{max,i}^r + LPS_{max,i}} \quad (2.19)$$

La vitesse maximale d'infiltration en hiver \mathbf{I}_{max}^h est différenciée de la vitesse maximale d'infiltration en été \mathbf{I}_{max}^e pour prendre en compte le fait que des précipitations convectives de faible durée et de forte intensité peuvent avoir lieu en été. Le taux de saturation dépend des états hydriques $MPS_i(t)$ et $LPS_i(t)$ des réservoirs du sol à l'instant considéré, de la capacité de rétention réelle $MPS_{max,i}^r$ et de la capacité d'air $LPS_{max,i}$. Pour chaque type de sol, l'utilisateur définit, en fonction des données, une capacité d'air $LPS_{max,i}$ (en mm) et des capacités de rétention MPS_i^{dm} définies par tranches de sol de 10 cm (en mm/dm de sol). La capacité de rétention réelle d'une HRU est liée à son type de sol et à son type de végétation. Elle se calcule en sommant les capacités de rétention MPS_i^{dm} du type de sol de la HRU sur les horizons compris entre 0 et la profondeur racinaire z_i (dm) de la HRU. L'utilisateur peut moduler la capacité de l'ensemble des réservoirs du sol des HRU grâce à deux coefficients de calibration globaux (strictement positifs) :

$$MPS_{max,i,corr}^r = C_{MPS} \cdot MPS_{max,i}^r \quad (2.20)$$

$$LPS_{max,i,corr} = C_{LPS} \cdot LPS_{max,i} \quad (2.21)$$

Lorsque la vitesse maximale d'infiltration du sol est atteinte ($IE_i(t) > \mathbf{I}_{max}$), l'eau en surplus alimente le réservoir DPS et constitue du ruissellement par excès d'infiltration ou ruissellement hortonien $RD1_i^h(t)$.

L'eau qui s'infiltré est distribuée entre les deux réservoirs MPS et LPS en fonction du taux de saturation du réservoir MPS :

$$\theta_{s,MPS,i}(t) = \frac{MPS_i(t)}{MPS_{max,i}^r} \quad (2.22)$$

Cette approche permet la production d'écoulements verticaux et horizontaux avant même que la capacité au champ (ou capacité de rétention maximale du réservoir MPS) soit atteinte. Les écoulements rapides produits par les chemins d'écoulement préférentiels ou dus à la présence de macro-pores sont ainsi pris en compte (Krause, 2002).

La quantité d'eau infiltrée qui alimente le réservoir MPS peut être modulée par le coefficient de distribution C_{dist}^{sol} (-) suivant l'équation :

$$I_{MPS,i}(t) = IE_i(t) \cdot \left(1 - e^{\frac{C_{dist}^{sol}}{\theta_{s,MPS,i}(t)}}\right) \quad (2.23)$$

L'eau mobile restante qui s'infiltré dans LPS est alors égale à :

$$I_{LPS,i}(t) = IE_i(t) \cdot e^{\frac{C_{dist}^{sol}}{\theta_{s,MPS,i}(t)}} \quad (2.24)$$

Si la quantité d'eau qui s'infiltré dans le sol est supérieure à la capacité du réservoir MPS, le surplus remplit le réservoir LPS. Si les deux réservoirs sont pleins, l'eau en excès alimente le réservoir de dépressions DPS et constitue du ruissellement par saturation.

La capacité maximale du réservoir DPS, $maxDPS_i$ (L), dépend de la pente de la HRU et d'un paramètre DPS_{max} :

$$maxDPS_i = \begin{cases} \frac{1}{2} \cdot DPS_{max} \cdot S_i & \text{si } \alpha_i > 5 \\ DPS_{max} \cdot S_i & \text{sinon} \end{cases} \quad (2.25)$$

En cas d'excès d'infiltration ou d'excès de saturation du sol, l'eau en surplus alimente DPS. Si la capacité maximale du réservoir est atteinte (équation 2.25), celui-ci produit du ruissellement indirect, $RD1_i^i(t)$:

$$RD1_i^i(t) = \begin{cases} maxDPS_i & \text{si } DPS_i(t) > maxDPS_i \\ DPS_i(t) & \text{sinon} \end{cases} \quad (2.26)$$

Le ruissellement de surface $RD1_i(t)$ s'obtient en sommant, s'il y a lieu, le ruissellement direct sur surfaces imperméables et le ruissellement indirect issu du réservoir DPS.

$$RD1_i(t) = RD1_i^d(t) + RD1_i^i(t) \quad (2.27)$$

Le réservoir MPS se vide uniquement par transpiration de la végétation. La quantité d'eau prélevée dans ce réservoir $ETR_i^T(t)$ dépend du taux de saturation du réservoir MPS et de la demande évaporatoire $\Delta ET_i'(t) = ETP - ETR_i^I(t) - ETR_i^D(t)$. Pour modéliser le fait que la végétation transpire jusqu'à atteindre le point de flétrissement, l'évapotranspiration produite par MPS est modulée par une fonction linéaire¹ $f(\theta_{s,MPS,i}(t))$ qui décroît en fonction de $\theta_{s,MPS,i}(t)$ jusqu'à atteindre le point de flétrissement :

$$ETR_i^T(t) = f(\theta_{s,MPS,i}(t)) \cdot \Delta ET_i(t) \quad (2.28)$$

$$\text{avec } f(\theta_{s,MPS,i}(t)) = \begin{cases} \left(\frac{\theta_{s,MPS,i}(t)}{\theta_p} \right) & \text{si } \theta_p > \theta_{s,MPS,i}(t) \\ 1 & \text{sinon} \end{cases} \quad (2.29)$$

avec θ_p (-), un paramètre à fixer par l'utilisateur. Le réservoir MPS correspond à la réserve utile du sol, c'est à dire au stock d'eau d'eau le sol entre la capacité eau champ et le point de flétrissement (Figure ??). Le point de flétrissement n'est pas décrit explicitement dans le modèle mais la taille du réservoir MPS est minimisée avec la profondeur racinaire.

1. Il existe deux options : moduler l'ET par une fonction linéaire ou par une fonction puissance. Dans le modèle J2000 de Branger *et al.* (2013) appliqué à l'Yzeron, la modulation est effectuée par une fonction linéaire.

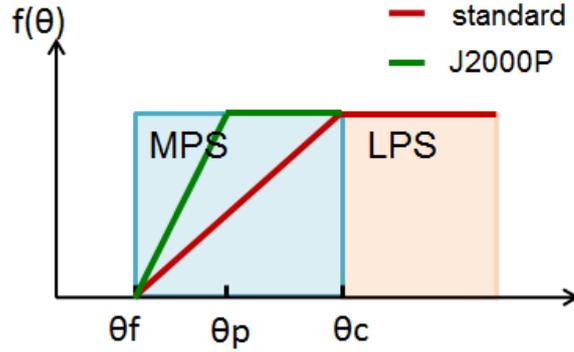


Figure 2.11 – Modulation de l'évapotranspiration par une fonction linéaire

Le flux sortant de LPS est déterminé selon l'équation :

$$LPS_i^{out}(t) = LPS_i(t) \cdot \theta_{s,i}(t)^{C_{outLPS}} \quad (2.30)$$

avec C_{outLPS} (-) un paramètre de calage fixé par l'utilisateur.

Le flux sortant $LPS_i^{out}(t)$ est partagé entre un flux vertical de percolation vers la nappe souterraine, $Perc_i(t)$, et un flux latéral de sub-surface ou écoulement hypodermique, $RD2_i(t)$, en fonction de la pente α_i (rad) de la HRU considérée et d'un paramètre de calage, $C_{LatVert}$ (-), fixé par l'utilisateur.

$$Perc_i(t) = LPS_i^{out}(t) \cdot (1 - \tan(\alpha_i)) \cdot C_{LatVert} \quad (2.31)$$

$$RD2_i(t) = LPS_i^{out}(t) \cdot \tan(\alpha_i) \cdot C_{LatVert} \quad (2.32)$$

Le flux de percolation est restreint par une vitesse maximale de percolation, $Perc_{max}$ ($\text{mm } \Delta t^{-1}$), fixée par l'utilisateur pour l'ensemble du bassin. Ce paramètre qui reflète la perméabilité hydraulique du sol et la quantité de pores de grands diamètres voire de macro-pores, ne peut être estimé que très approximativement. L'eau qui percole rejoint le réservoir de nappe dont le comportement est modélisé par le module Nappe décrit plus loin. Quand la vitesse maximale de percolation est atteinte, le surplus alimente l'écoulement de subsurface, $RD2_i(t)$.

Une partie de l'eau restante dans LPS peut diffuser vers le réservoir MPS, tant que celui-ci n'est pas saturé. Le flux de diffusion de LPS vers MPS, $D_i(t)$, est modulé par le paramètre C_{diff} :

$$D_i(t) = LPS_i(t) \cdot \left(1 - e^{-\frac{C_{diff}}{\theta_{MPS,i}(t)}} \right) \quad (2.33)$$

Si l'utilisateur fixe C_{diff} à zéro, la diffusion entre les réservoirs n'est pas prise en compte. Pour une valeur de 5, quasiment toute l'eau restante dans LPS après avoir retiré $LPS_i^{out}(t)$ diffuse vers MPS.

Pour simuler le routage des écoulements au sein de la HRU, deux coefficients de rétention, C_{RD1} et C_{RD2} (≥ 1) peuvent être définis par l'utilisateur pour ralentir le ruissellement RD1 et l'écoulement de subsurface RD2 :

$$RDj_i^{corr}(t) = \frac{1}{C_{RDj}} \cdot RDj_i(t) \text{ avec } j=1,2 \quad (2.34)$$

Si les écoulements sortants sont ralentis, l'eau restante alimente les réservoirs du sol. Le réservoir DPS réceptionne le ruissellement de surface et le réservoir LPS reçoit l'écoulement de subsurface.

Selon la topologie, les deux flux sortants RD1 et RD2 de la HRU rejoignent la HRU voisine ou le brin de rivière connecté à la HRU au pas de temps suivant. Dans le cas d'une topologie HRU→HRU, le flux RD1 alimente le réservoir DPS de la HRU aval et le flux RD2 se répartit entre ses réservoirs MPS et LPS.

2.4.6.b. Modules nécessaires

Module *StandardLURReader* renommé *LURReader* :

Ce module, présenté au paragraphe 2.4.4.c, récupère une valeur de classe d'imperméabilisation d_i pour chaque HRU. La valeur de coefficient de ruissellement correspondante (β_{Inf} ou $\beta_{moyPerm}$) est passée en paramètre global dans un autre module (Tableau 2.13).

Module *StandardSTReader* renommé *STReader* :

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.io*. Il s'exécute dans le contexte *ParameterInput* (voir Figure 2.8b). Il récupère les paramètres du fichier *soil.par* qui contient les paramètres de chacune des classes de sol (identifiant (*SID*), capacité au champ par décimètre d'épaisseur de sol, capacité d'air) et les relie aux entités représentant les HRU grâce à deux identifiants : *soilID* pour le fichier *hrus.par* et *SID* pour le fichier *soil.par* (Tableau 2.11).

Tableau 2.11 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *StandardSTReader* qui s'applique à l'instant $t = 0$

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Fichier de paramètres	R	String		<i>soil.par</i>
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000.hrus	

Module *InitJ2KProcessLumpedSoilWaterStates*

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.soilWater*. Il s'exécute dans le contexte spatial *HRUInit* du contexte *Initialization*. Ce module calcule la capacité d'air et la capacité de rétention réelle et initialise l'état des réservoirs du sol de chaque HRU. L'utilisateur peut fixer une valeur initiale de remplissage des réservoirs MPS et LPS (paramètres globaux). Les entrées et sorties sont récapitulées dans le Tableau 2.12.

Module *J2KProcessLumpedSoilWater*

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.soilWater*. Il s'exécute dans le

Tableau 2.12 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *InitJ2KProcessLumpedSoilWaterStates* qui s'applique à chaque HRU i et à l'instant $t = 0$

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000.hrus	
Surface S_i de la HRU	R	Double	HRUInit.area	
Profondeur racinaire z_i	R	Double	HRUInit.rootDepth	
Coefficient de modulation C_{MPS}	R	Double		...
Coefficient de modulation C_{LPS}	R	Double		...
Remplissage initial $MPS_{i,init}$	R	Double		...
Remplissage initial $LPS_{i,init}$	R	Double		...
Capacité de rétention réelle $MPS_{max,i}^r$	W	Double	HRUInit.maxMPS	
Capacité d'air $LPS_{max,i}$	W	Double	HRUInit.maxLPS	
Remplissage initial $MPS_i(t = 0)$	W	Double	HRUInit.actMPS	
Remplissage initial $LPS_i(t = 0)$	W	Double	HRUInit.actLPS	
Taux de saturation $\theta_{s,MPS,i}(t = 0)$	W	Double	HRUInit.satMPS	
Taux de saturation $\theta_{s,LPS,i}(t = 0)$	W	Double	HRUInit.satLPS	
Taux de saturation du sol $\theta_{s,i}(t = 0)$	W	Double	HRUInit.satSoil	

contexte spatial *HRULoop* (à l'intérieur du contexte *TimeLoop*) à chaque pas de temps et pour chaque HRU. Ce module simule le comportement du sol de chaque HRU, à chaque pas de temps (remplissage et vidange des réservoirs MPS, LPS et DPS). Il nécessite de situer le pas de temps de calcul par rapport à deux périodes de l'année : l'été et l'hiver (voir équation 2.19). Les entrées et sorties de ce module sont récapitulées dans le Tableau 2.13.

2.4.7. Nappe

2.4.7.a. Principes

Le comportement de la nappe souterraine est simulé par le biais du remplissage et de la vidange de deux réservoirs RG1 et RG2. Au début de chaque pas de temps, les réservoirs de nappe peuvent recevoir des flux verticaux (percolation) et des flux horizontaux (RG1 et RG2) produits par les HRU en amont. La réception de flux horizontaux dépend du schéma topologique établi initialement. Les écoulements de nappe produits par chaque HRU à la fin d'un pas de temps peuvent être transférés au début de pas de temps suivant soit à un brin de rivière, soit à une HRU en aval. Dans le cas d'une connexion $HRU \rightarrow HRU$, l'écoulement de de nappe $RG1_i^{amont}(t)$ sortant de la HRU amont alimente le réservoir RG1 de la HRU aval et l'écoulement de nappe $RG2_i^{amont}(t)$ amont alimente le réservoir RG2 aval.

Les réservoirs se remplissent ensuite du fait de la percolation de l'eau du sol vers la nappe. Le partage de l'eau entre les deux réservoirs dépend de la pente de la HRU. L'eau entrante dans les réservoirs RG1 et RG2 est définie par les équations suivantes :

$$inRG1_i(t) = Perc_i(t) \cdot (1 - \alpha_i) \cdot C_{dist}^{nappe} \quad (2.35)$$

$$inRG2_i(t) = Perc_i(t) \cdot \alpha_i \cdot C_{dist}^{nappe} \quad (2.36)$$

Tableau 2.13 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *J2KProcessLumpedSoilWater* qui s'applique à chaque HRU i et à chaque instant t . $j \in 1,2$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Emplacement du pas de temps t de calcul dans le calendrier annuel	R	Calendar	J2000.time	
Surface S_i de la HRU	R	Double	HRULoop.area	
Pente α_i de la HRU	R	Double	HRULoop.slope	
Classe d'imperméabilisation d_i	R	Double	HRULoop.sealedGrade	
Capacité de rétention réelle $MPS_{max,i}^r$	R	Double	HRULoop.maxMPS	
Capacité d'air $LPS_{max,i}$	R	Double	HRULoop.maxLPS	
$ETP_i(t)$	R	Double	HRULoop.potET	
Taux de ruiss.« imp. » β_{imp}	R	Double		...
Taux de ruiss. « moy. perm. » $\beta_{moyPerm}$	R	Double		...
Capacité max. de DPS DPS_{max}	R	Double		...
Paramètre d'évaporation θ_p	R	Double		...
Vitesse max. d'infiltration I_{max}^e	R	Double		...
Vitesse max. d'infiltration I_{max}^h	R	Double		...
Coefficient de distribution MPS/LPS C_{dist}^{sol}	R	Double		...
Coefficient de diffusion MPS/LPS C_{diff}	R	Double		...
Coefficient eau sortante de LPS C_{outLPS}	R	Double		...
Coefficient partage $C_{LatVert}$	R	Double		...
Vitesse max. de percolation $Perc_{max}$	R	Double		...
Coefficient de rétention C_{RD1}	R	Double		...
Coefficient de rétention C_{RD2}	R	Double		...
$RD_j^{amont}(t)$	R/W	Double	HRULoop.inRDj	
$ETR_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.actET	
$MPS_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.actMPS	
$LPS_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.actLPS	
$DPS_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.actDPS	
Taux de saturation $\theta_{s,MPS,i}(t)$	R/W	Double	HRULoop.satMPS	
Taux de saturation $\theta_{s,LPS,i}(t)$	R/W	Double	HRULoop.satLPS	
Taux de saturation du sol $\theta_{s,i}(t)$	R/W	Double	HRULoop.satSoil	
Percolation $Perc_i(t)$	W	Double	HRULoop.percolation	
Infiltration $I_i(t)$	W	Double	HRULoop.infiltration	
Flux $RD_j(t)$	W	Double	HRULoop.outRDj	

avec C_{dist}^{nappe} un paramètre strictement positif fixé par l'utilisateur. Si les capacités maximales des réservoirs, $RG1_{max,i}$ et $RG2_{max,i}$, sont dépassées, le surplus alimente le débit de base dit rapide pour le réservoir RG1 et lent pour le réservoir RG2.

Dans tous les cas, les réservoirs se vident selon l'équation de vidange :

$$RG_j^{out}(t) = \frac{1}{C_{RGi} \cdot \tau_{RGj,i}} \cdot RG_j(t) \quad (2.37)$$

avec $RG_j^{out}(t)$ le débit sortant du réservoir j ($j=1,2$), $\tau_{RGj,i}$ son temps de rétention, C_{RGi} un coefficient de rétention strictement supérieur à 1 et $RG_j(t)$ son état hydrique au moment du pas de temps du calcul.

Sur une zone plutôt plate et lorsque le niveau de la nappe est haut, un phénomène de capillarité peut avoir lieu. Ce processus est modélisé en transférant une partie de l'eau du réservoir RG2 au réservoir MPS du sol. L'eau transférée dépend de l'état hydrique du réservoir MPS, de son taux de saturation et du paramètre C_{cap} fixé par l'utilisateur. Elle se calcule via l'équation :

$$Cap_i(t) = \Delta MPS(t) \cdot (1 - e^{-\frac{C_{cap}}{\theta_{s,MPS,i}(t)}}) \quad (2.38)$$

avec $\Delta MPS(t) = MPS_{max,i}^r - MPS_i(t)$ la disponibilité en eau du réservoir MPS.

2.4.7.b. Modules

Module *StandardGroundwaterParaReader* renommé *GWReader*

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2K.io*. Il s'exécute dans le contexte *ParameterInput* (voir Figure 2.8b). Il récupère les paramètres du fichier *hgeo.par* qui contient les paramètres de chacune des classes de sous-sol (identifiant (*GID*), capacité de stockage et temps de vidange de chaque réservoir) et les relie aux entités représentant les HRU grâce à deux identifiants : *hgeolD* pour le fichier *hrus.par* et *GID* pour le fichier *hgeo.par* (Tableau 2.14).

Tableau 2.14 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *StandardGroundwaterParaReader* qui s'applique à l'instant $t = 0$

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Fichier de paramètres	R	String		<i>hgeo.par</i>
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000.hrus	

Module *InitJ2KProcessGroundwater* renommé *InitGroundWater* :

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2K.groundwater*. Il s'exécute dans le contexte *HRUInit* du contexte *Initialization* (voir Figure 2.8b). Ce module initialise l'état des réservoirs de nappe de chaque HRU. L'utilisateur peut fixer une valeur initiale de remplissage des réservoirs RG1 et RG2 (paramètres globaux). Le Tableau 2.15 récapitule les entrées et sorties du module.

Tableau 2.15 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *InitJ2KProcessGroundwater* qui s'applique à chaque HRU i et à chaque instant t . $j \in 1,2$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000.hrus	
Remplissage initial RGj_{init}	R	Double		...
Taille max. $RG1_{i,max}$	W	Double	HRUInit.maxRGj	
Remplissage $RGj_i(t = 0)$	W	Double	HRUInit.actRGj	

Module *J2KProcessGroundwater*

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2K.groundwater*. Il s'exécute dans le contexte *HRULoop* (voir Figure 2.8b). Ce module simule le remplissage et la vidange de chaque réservoir de nappe de l'ensemble des HRU à chaque pas de temps. Le Tableau 2.16 récapitule les entrées et sorties du module.

Tableau 2.16 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *J2KProcessGroundwater* qui s'applique à chaque HRU i et à chaque instant t . $j \in 1,2$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Pente α_i de la HRU	R	Double	HRULoop.slope	
Taille max. $RG1_{i,max}$	R	Double	HRULoop.maxRGj	
Taux de vidange $\tau_{RGj,i}$	R	Double	HRULoop.RGj_k	
Percolation $Perc_i(t)$	R	Double	HRULoop.percolation	
Capacité de rétention réelle $MPS_{max,i}^r$	R	Double	HRULoop.maxMPS	
Remplissage de MPS $MPS_i(t)$	R	Double	HRULoop.actMPS	
Coefficient de répartition C_{dist}^{nappe}	R	Double		...
Coefficient de rétention C_{RGj}	R	Double		...
Coefficient de capillarité C_{cap}	R	Double		...
Remplissage $RGj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.actRGj	
Flux sortant $RGj_i(t)$	W	Double	HRULoop.outRGj	

2.4.8. Transfert latéral depuis les HRU et routage dans le réseau hydrographique

2.4.8.a. Principes du transfert latéral

Une fois que la production des écoulements produits par les HRU est calculée par le modèle (cf. modules de processus précédemment décrits), celui-ci les transfère d'amont en aval, de HRU en HRU ou de HRU en brin. Une HRU peut recevoir les écoulements d'une seule HRU ou plusieurs HRU et ne peut les transférer qu'à une HRU aval ou à un brin.

2.4.8.b. Modules

Module *DoubleTransfer*, renommé *HRUtoHRUrouting* :

Ce module appartient au package *jams-components.jams.components.datatransfer*. Il s'exécute dans le contexte *HRULoop* (voir Figure 2.8b). Il effectue le transfert des écoulements produits par les HRU dans le cas où celles-ci sont connectées à une HRU aval (connexion de type HRU→HRU). Le Tableau 2.17 récapitule les entrées et sorties du module.

Tableau 2.17 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *DoubleTransfer* pour le transfert HRU→HRU. Ce module s'applique à chaque pas de temps t et pour chaque HRU i . $j \in \{1,2\}$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Identifiant de la HRU vers laquelle se produit le transfert	R	Entity	HRULoop.to _{HRU}	
Nom du flux RDj sortant $RDj_i^{amont}(t)$	R	String		inRDj
Nom du flux RGj sortant $RGj_i^{amont}(t)$	R	String		inRGj
Flux $RDj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.outRDj	
Flux $RGj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.outRGj	

Module *DoubleTransfer*, renommé *HRUtoReachrouting* et appliqué au transfert HRU→brin

Ce module appartient au package *jams-components.jams.components.datatransfer*. Il s'exécute

dans le contexte *HRULoop* (voir Figure 2.8b). Il effectue le transfert des écoulements produits par les HRU dans le cas où celles-ci sont connectées à un brin (connexion de type HRU→brin). Le Tableau 2.18 récapitule les entrées et sorties du module.

Tableau 2.18 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *DoubleTransfer* pour le transfert HRU→brin. Ce module s’applique à chaque pas de temps t et pour chaque HRU $i, j \in \{1,2\}$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Identifiant du brin vers lequel se produit le transfert	R	Entity	HRULoop.to $_{reach}$	
Nom du flux RDj sortant $RDj_i^{amont}(t)$	R	String		inRDj
Nom du flux RGj sortant $RGj_i^{amont}(t)$	R	String		inRGj
Flux $RDj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.outRDj	
Flux $RGj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.outRGj	

2.4.8.c. Principes du routage dans les brins de rivière

L’eau produite par les HRU qui rejoint les brins de rivière est routée jusqu’à l’exutoire en fonction de la vitesse moyenne d’écoulement dans le brin. Le calcul de la vitesse d’écoulement considère une géométrie simplifiée (section rectangulaire).

Au début du pas de temps, chaque brin reçoit l’eau routée au pas de temps précédent par les brins en amont et l’eau produite au pas de temps précédent par les HRU connectées à ce brin. Ces volumes d’eau sont ajoutés au volume déjà présent dans le brin. Le modèle gardant en mémoire les types d’écoulements produits par les HRU, chaque brin reçoit et route les différentes contributions au débit (RD1, RD2, RG1 et RG2). Le volume total d’eau dans le brin $V_{i,tot}$ est obtenu en sommant les volumes entrants et le volume d’eau déjà présent dans le brin qui n’a pas été routé au pas de temps précédent.

Le volume routé par le brin i et transféré au brin suivant, $V_{i,tot}^{out}(t)$, est calculé selon l’équation :

$$V_{i,tot}^{out}(t) = V_{i,tot}(t)e^{-\frac{\Delta t}{R_i(t)}} \quad (2.39)$$

avec $R_i(t)$ (Δt), un coefficient de récession défini par :

$$R_i(t) = \frac{v_i(t)}{l_i^b} \quad (2.40)$$

l_i^b (m) est la longueur du brin et $v_i(t)$ ($m\ s^{-1}$) la vitesse d’écoulement. Celle-ci est déterminée à partir du calcul du rayon hydraulique $R_i^h(t)$ (m) selon l’équation de Manning-Strickler :

$$v_i(t) = \lambda_i^b R_i^h(t)^{2/3} \sqrt{\alpha_i^b} \quad (2.41)$$

Le rayon hydraulique est défini par :

$$R_i^h(t) = \frac{A_i(t)}{P_i(t)} \quad (2.42)$$

avec λ_i^b ($\text{m}^{1/3} \Delta t^{-1}$) la rugosité du brin, α_i^b (m m^{-1}) sa pente, $A_i(t)$ (m^2) sa section et $P_i(t)$ (m) son périmètre mouillé. Dans le cas où le brin est assimilé à un canal à section rectangulaire :

$$P_i(t) = L_i^b + \frac{2A_i(t)}{L_i^b} \quad (2.43)$$

La section du brin est également reliée à la vitesse d'écoulement par l'équation :

$$A_i(t) = \frac{V_{i,tot}(t)}{v_i(t)} \quad (2.44)$$

En supposant que la vitesse d'écoulement initiale est de 1 m s^{-1} , on peut définir la suite convergente $v_{i,n}(t)$ telle que :

$$\begin{cases} v_0 & = 1 \\ v_{i,n+1}(t) & = \lambda \left(\frac{\frac{V_{i,tot}(t)}{v_{i,n}(t)}}{L_i^b + \frac{2V_{i,tot}(t)}{L_i^b \cdot v_{i,n}(t)}} \right)^{2/3} \sqrt{\alpha_i^b} \end{cases} \quad (2.45)$$

La vitesse d'écoulement ou $v_{i,\infty}(t)$ est la solution de l'équation. Pour résoudre numériquement cette équation, un critère de convergence est défini. La vitesse d'écoulement est donc égale à $v_{i,n+1}(t)$ telle que $v_{i,n+1}(t) - v_{i,n}(t) < 0,01 \text{ m s}^{-1}$.

Les contributions routées au brin suivant sont alors :

$$RD1_{i,out}(t) = \frac{RD1_i(t)}{V_{i,tot}(t)} \cdot V_{i,out}^{tot}(t) \quad (2.46)$$

$$RD2_{i,out}(t) = \frac{RD2_i(t)}{V_{i,tot}(t)} \cdot V_{i,out}^{tot}(t) \quad (2.47)$$

$$RG1_{i,out}(t) = \frac{RG1_i(t)}{V_{i,tot}(t)} \cdot V_{i,out}^{tot}(t) \quad (2.48)$$

$$RG2_{i,out}(t) = \frac{RG2_i(t)}{V_{i,tot}(t)} \cdot V_{i,out}^{tot}(t) \quad (2.49)$$

$$(2.50)$$

2.4.8.d. Module

Module *J2KProcessReachRouting*

Ce module appartient au package *J2K_base.org.unijena.j2k.routing*. Il s'exécute dans le contexte *ReachLoop* (voir Figure 2.8b). Il calcule la quantité d'eau qui est routée par chaque brin et effectue le transfert des écoulements pour les connexions de type brin→brin. Le Tableau 2.19 récapitule les entrées et sorties du module.

Tableau 2.19 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *J2KProcessReachRouting* appliqué à chaque brin i et pour chaque pas de temps t . $j \in \{1,2\}$. La résolution temporelle peut être horaire (h), journalière (d) ou mensuelle (m).

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Résolution temporelle	R	String		...
Collection de brins	R	EntityCollection	J2000.reaches	
Largeur L_i^b du brin	R	Double	ReachLoop.width	
Longueur l_i^b du brin	R	Double	ReachLoop.length	
Rugosité λ_i^b du brin	R	Double	ReachLoop.rough	
Pente α_i^b du brin	R	Double	ReachLoop.slope	
Flux sortant amont $RDj_k^{amount}(t)$	R/W	Double	ReachLoop.inRDj	
Flux sortant amont $RGj_k^{amount}(t)$	R/W	Double	ReachLoop.inRGj	
Eau dans le brin $Storage_i(t)$	R/W	Double	ReachLoop.Storage	
$RDj_i(t)$ dans le brin	W	Double	ReachLoop.actRDj	
$RGj_i(t)$ dans le brin	W	Double	ReachLoop.actRGj	
Flux $RDj_{i,out}(t)$ sortant du brin	W	Double	ReachLoop.outRDj	
Flux $RGj_{i,out}(t)$ sortant du brin	W	Double	ReachLoop.outRGj	
Flux $RDj_{out}(t)$ à l'exutoire	W	Double	TimeLoop.catchmentRGj	
Flux $RGj_{out}(t)$ à l'exutoire	W	Double	TimeLoop.catchmentRGj	
Débit total $Q_{out}(t)$ à l'exutoire	W	Double	TimeLoop.simRunoff	

2.4.9. Récapitulatif des fichiers d'entrée et de sortie du modèle J2000

Deux fichiers de forçages atmosphériques et cinq fichiers de paramètres sont nécessaires au fonctionnement du modèle J2000 adapté par [Branger et al. \(2013\)](#) :

- *rain.dat* : coordonnées géographiques et altitude des postes pluviométriques, chroniques de pluie au pas de temps du modèle,
- *refet.dat* : série temporelle de l'ET_{ref} au pas de temps du modèle,
- *hrus.par* : identifiant unique, paramètres géométriques (coordonnées du barycentre, altitude moyenne, surface, pente moyenne, orientation moyenne), topologie et identifiants des classes de végétation (*landuseID*), de sol (*soilID*) et de sous-sol (*hgeoID*) de l'ensemble des HRU,
- *reach.par* : identifiant unique, paramètres géométriques (pente, longueur, largeur, rugosité) et topologie de l'ensemble des brins de rivière,
- *landuse.par* : paramètres de chacune des classes d'occupation du sol (identifiant ou numéro de classe (*LID*), 12 coefficients culturaux mensuels, 12 indices foliaires mensuels, profondeur racinaire moyenne de la végétation, classe d'imperméabilisation des surfaces),
- *soil.par* : paramètres de chacune des classes de sol (identifiant (*SID*), capacité au champ par décimètre d'épaisseur de sol, capacité d'air),
- *hgeo.par* : paramètres des entités hydrogéologiques (identifiant (*GID*), capacité de stockage et temps de vidange de chaque réservoir).

Dans les fichiers *landuse.par*, *soil.par* et *hgeo.par*, chaque classe d'occupation du sol, sol et sous-sol est rattachée à un identifiant. Dans le fichier *hrus.par*, les colonnes *landuseID*, *soilID*

et *hgeoID* relie les classes attribuées à chaque HRU à l'identifiant de ces classes (*LID*, *SID*, *GID*).

Grâce au fonctionnement modulaire, il est possible de connaître l'état et les flux entrants et sortants de chaque entité. Le chemin de l'eau de la source à l'exutoire est ainsi connu et peut être facilement transmis à l'utilisateur grâce à trois types de fichiers de sorties :

- fichier *TimeLoop.dat* : les variables de sortie sont les variables agrégées sur le bassin (variables du bilan hydrique du bassin). Le fichier contient autant de lignes qu'il y a de pas de temps dans la simulation,
- fichier *HRULoop.dat* : les variables de sortie concernent les HRU. Le fichier contient autant de blocs qu'il y a de pas de temps dans la simulation et chaque bloc est constitué d'un nombre de lignes égal au nombre de HRU dans le bassin,
- fichier *ReachLoop.dat* : les variables de sortie concernent les brins. Le fichier contient autant de blocs qu'il y a de pas de temps dans la simulation et chaque bloc est constitué d'un nombre de lignes égal au nombre de brins dans le bassin.

L'utilisateur peut choisir 1) les variables qui sont écrites dans ces fichiers à partir d'un fichier *.xml* ou directement dans l'interface JUICE, 2) l'endroit (le contexte d'origine) d'où sont extraites ces variables. Des modules supplémentaires disponibles dans les bibliothèques de l'Université de Jena peuvent être ajoutés au modèle pour, entre autres, agréger ou moyenniser les données temporellement et spatialement, faire des conversions d'unités et calculer des critères de performances.

2.5. DÉVELOPPEMENT DE J2000P

Le concept général de J2000P a été présenté dans la section 2.1.4. Nous présentons maintenant plus en détails les développements réalisés pour ce modèle.

2.5.1. Pas de temps horaire

Jusqu'à présent, le modèle J2000 n'avait été utilisé qu'au pas de temps journalier et mensuel pour étudier l'hydrologie de bassins plutôt ruraux. Pour prendre en compte la rapidité des processus en milieu urbain, notamment les déversements des DO, il convient de modéliser les processus hydrologiques à un pas de temps plus fin. L'idéal serait même de modéliser les processus à un pas de temps variable comme le fait le modèle PUMMA (Jankowsky, 2011), dans lequel chaque sous-modèle fonctionne à un pas de temps qui lui est propre et s'active en fonction de la pluie et de la réaction des modèles auxquels il est couplé. Néanmoins, dans la plateforme de modélisation JAMS, même si aucun module ne dépend du temps intrinsèquement, le pas de temps du modèle est nécessairement fixe. Dans les modèles urbains, le pas de temps infra-horaire de 5, 15 ou 30 min est communément utilisé. Dans un modèle périurbain, il faut trouver un compromis entre la modélisation des processus les plus rapides (ruissellement, déversement des DO) et la modélisation des processus les plus lents (débit de base par exemple). Il faut également s'adapter aux données disponibles et aux représentations des processus existantes dans le modèle. Pour les données, les débits naturels et urbains et la pluie sont disponibles à pas de temps variable mais

l'évapotranspiration, qui n'est généralement pas prise en compte dans les modèles urbains, n'est disponible qu'au pas de temps horaire. En ce qui concerne les représentations des processus dans J2000, le module de sol n'est pas adapté au pas de temps infra-horaire. Pour une application à un pas de temps infra-horaire, il conviendrait d'examiner et de revoir la représentation de certains processus. En effet, J2000 adopte principalement une approche en bilan (volumes) sur les réservoirs, qui est plutôt valable en moyenne sur de grands pas de temps. Pour représenter correctement des processus rapides, il faudrait adopter une approche plus dynamique, fondée sur les intensités et les vitesses. Par exemple, pour le processus d'infiltration dans les sols, il conviendrait d'utiliser une représentation plus précise telle que le modèle de Green et Ampt (Green et Ampt, 1911). L'objectif de la thèse étant d'étudier le régime hydrologique en basses et hautes eaux sur une période pluriannuelle, le choix du pas de temps horaire est un bon compromis.

Concrètement, la définition du pas de temps du modèle est réalisée dans le contexte principal ou *model context* (Figure 2.8a). La première chose que fait l'utilisateur est de définir la période de simulation et le pas de temps de la simulation dans ce contexte. Le passage au pas de temps horaire n'ayant jamais été testé auparavant, il a fallu vérifier s'il intervenait de façon implicite dans les différents modules. En analysant plus précisément le modèle, il s'est avéré que le pas de temps devait être défini dans le module de spatialisation du coefficient cultural *J2KArrayGrabber_cropcoeff* (§2.4.4.c) et dans le module de routage *J2KProcessReachRouting* (§2.4.8.d). Il intervient également de façon implicite dans la définition de plusieurs paramètres :

- la vitesse maximale de percolation (module Sol) : I_{max} (équation 2.19),
- les coefficients de ralentissement (module Sol) : C_{RDj} (équation 2.34),
- les coefficients de vidange des réservoirs RGj (module Nappe) : $\tau_{RGj,i}$ (équation 2.37),
- les coefficients de rétention (module Nappe) : C_{RGj} (équation 2.37).

Les résultats du chapitre 6 ont montré après coup que la hauteur du réservoir d'interception H_{int} (équation 2.11) dépendait aussi du pas de temps, mais pas de façon linéaire.

2.5.2. Prise en compte de l'hétérogénéité spatiale de l'occupation du sol

2.5.2.a. Principes

Dans le module sol, la production de ruissellement sur surfaces imperméables a été modifiée pour tenir compte de l'hétérogénéité de l'occupation du sol. Les trois classes d'imperméabilisation ont été supprimées et les équations 2.13 à 2.18 ont été remplacées par les deux équations suivantes

$$RD1_i^d(t) = (1 - \beta_{Inf,i}) \cdot (P_i^{nette}(t) + DPS_i(t)) \quad (2.51)$$

$$I_i(t) = \beta_{Inf,i} \cdot (P_i^{nette}(t) + DPS_i(t)) \quad (2.52)$$

avec $\beta_{Inf,i}$ le coefficient d'infiltration (entre 0 et 1) de la HRU i . Ce coefficient d'infiltration peut être assimilé à la fraction de surfaces perméables de la HRU. Dans ce cas, la fraction de surfaces imperméables est égale à $1 - \beta_{Inf,i}$. Ce coefficient est un attribut de chaque HRU et est donc complètement spatialisé.

2.5.2.b. Implémentation

Dans le module *J2KProcessLumpedSoilWater*, les équations 2.13 à 2.18 ont été remplacées par les équations 2.51 et 2.52. Le module modifié a été renommé *J2KProcessLumpedSoilWater_distInfiltCoeff* et se trouve dans le package *J2K_Irstea.soil*.

Dans les fichiers de paramètres, cela se traduit par la disparition de la définition de la classe d'imperméabilisation dans le fichier *landuse.par*, par la disparition des paramètres globaux β_{Inf} et β_{MoyInf} (paramétrés dans le module de Sol, voir §2.4.6.b) et par l'ajout d'une colonne *CoeffInft* dans le fichier *hrus.par* afin de définir un coefficient d'infiltration $\beta_{Inf,i}$ pour chaque HRU.

2.5.3. Prise en compte des réseaux d'assainissement

2.5.3.a. Principes

Les chemins d'écoulement possibles peuvent être catégorisés en deux types :

- **les chemins ruraux ou topographiques** : les eaux pluviales qui tombent sur des zones perméables ou sur des surfaces imperméables non connectées (sous-entendu au réseau) rejoignent la rivière suivant la topographie (par ruissellement ou écoulement souterrain),
- **les chemins urbains** : les eaux pluviales qui ruissellent sur des surfaces imperméables connectées rejoignent la rivière via des conduites, par le biais d'une STEP ou d'un DO dans le cas des réseaux unitaires.

Dans la modélisation, la prise en compte des différents modes de gestion des eaux pluviales intervient dans la représentation du routage de l'eau, dans la définition des HRU et dans le transfert de leurs écoulements.

Routage :

Pour prendre en compte les modifications des chemins d'écoulement des eaux pluviales par les réseaux, le modèle J2000P doit pouvoir représenter l'ensemble de ces réseaux, de manière plus ou moins simplifiée selon les échelles spatiales et temporelles étudiées. Du point de vue de la modélisation, il est important de différencier les réseaux qui ont pour exutoire une rivière située *dans* le bassin et ceux qui ont pour exutoire une rivière située *en dehors* du bassin. Les premiers peuvent être vus comme des ramifications supplémentaires du réseau hydrographique. Il n'est pas nécessaire de les représenter comme des réseaux différents du réseau hydrographique. Ils peuvent être considérés comme des brins de la rivière modélisée dans le modèle. Seul leur paramétrage (largeur, longueur, pente, rugosité) les différencie du réseau naturel. Les seconds vont modifier le bilan hydrique en transportant de l'eau en dehors du bassin. Ils doivent donc être modélisés comme des entités différentes du réseau hydrographique. Ainsi, le modèle J2000P doit pouvoir représenter autant de réseaux que d'exutoires possibles du bassin. Concrètement, selon la taille des surfaces drainées par ces réseaux dans le bassin, le modélisateur pourra faire le choix de les représenter ou non.

Définition des HRU :

La prise en compte de la gestion des eaux pluviales par des réseaux oblige à modifier la défini-

tion des HRU. Pour que les HRU restent des zones hydrologiquement homogènes du point de vue des processus hydrologiques, il faut que la gestion des eaux pluviales au sein de ces HRU soit identique. Dans J2000P, les HRU sont constituées de deux types de surface : les surfaces perméables et les surfaces imperméables (voir §2.5.2). Dans les surfaces imperméables, nous distinguerons les surfaces connectées (à un réseau) des surfaces non connectées (définition au chapitre 1, §1.1, page 7). La gestion des eaux pluviales va dépendre de la surface réceptrice. Les surfaces perméables et les surfaces imperméables non connectées produisent du ruissellement ou des écoulements souterrains qui s'écoulent suivant les chemins topographiques (pas de gestion artificielle des eaux pluviales). A contrario, les surfaces imperméables connectées produisent du ruissellement qui rejoint un réseau d'assainissement (gestion des eaux pluviales spécifique). Dans J2000P, une HRU sera caractérisée par un type de gestion des eaux pluviales sur surfaces non connectées et par un type de gestion des eaux pluviales sur surfaces connectées. Les écoulements produits par les surfaces non connectées rejoignent soit une HRU aval soit un brin du réseau hydrographique. Les écoulements produits par les surfaces connectées rejoignent soit un brin du réseau séparatif soit un brin du réseau unitaire. Si les exutoires de ces réseaux séparatif ou unitaire se situent dans le bassin, nous les considérerons comme des brins du réseau hydrographique, sinon ils feront partie d'un réseau différent. Pour rappel, nous parlons de « brins » de réseau hydrographique et de « tronçons » de réseau d'assainissement pour décrire les réseaux dans J2000P.

Transfert des écoulements :

La prise en compte du routage par différents réseaux et la définition des HRU dans J2000P conduisent à une modification de la topologie des écoulements. La présence de réseaux d'assainissement peut influencer les processus hydrologiques en milieu urbain de trois manières :

- une partie du ruissellement de surface rejoint le réseau via les surfaces imperméables connectées,
- une partie des écoulements souterrains peut s'infiltrer dans les réseaux,
- les fuites des réseaux peuvent contribuer aux écoulements souterrains.

Pour les deux premiers items, nous avons fait le choix de généraliser les transferts de sorte que l'utilisateur choisisse, via le paramétrage, la manière dont ils sont effectués. Les fuites des réseaux ne peuvent pas être prises en compte dans la plateforme telle qu'elle est construite actuellement car cela nécessite de simuler des processus rétroactifs, ce qui n'est pas possible.

Désormais, dans J2000P, une partie des flux produits par les HRU peut être transférée aux différents réseaux et routée jusqu'à chaque exutoire en fonction de la gestion des eaux pluviales. Ainsi, pour le flux RD1 (mais ceci est valable pour les trois autres flux produits par les HRU), la fraction qui rejoint la HRU aval est définie par le paramètre $\tau_{cnx,i,HRU}^{RD1}$, celle qui rejoint un brin du réseau hydrographique est définie par $\tau_{cnx,i,brin}^{RD1}$ et celle qui rejoint un tronçon du réseau d'assainissement est définie par $\tau_{cnx,i,tronc}^{RD1}$ (Figure 2.12). Ces fractions, comprises entre 0 et 1, sont appelées par la suite « taux de connexion ». L'équation suivante doit être respectée pour ne pas créer ou perdre de l'eau lors du transfert :

$$\tau_{cnx,i,HRU}^{RD1} + \tau_{cnx,i,brin}^{RD1} + \tau_{cnx,i,tronc}^{RD1} = 1 \quad (2.53)$$

Cette équation est valable pour les autres flux RD2, RG1 et RG2. Les modes de transfert de chaque HRU sont alors définis par les taux de connexion suivants :

- $(\tau_{cnx,i,HRU}^{RD1}, \tau_{cnx,i,HRU}^{RD2}, \tau_{cnx,i,HRU}^{RG1}, \tau_{cnx,i,HRU}^{RG2})$ pour la connexion HRU→HRU,
- $(\tau_{cnx,i,brin}^{RD1}, \tau_{cnx,i,brin}^{RD2}, \tau_{cnx,i,brin}^{RG1}, \tau_{cnx,i,brin}^{RG2})$ pour la connexion HRU→brin,
- $(\tau_{cnx,i,tronç}^{RD1}, \tau_{cnx,i,tronç}^{RD2}, \tau_{cnx,i,tronç}^{RG1}, \tau_{cnx,i,tronç}^{RG2})$ pour la connexion HRU→tronçon.

Par exemple, les taux de connexion d'une HRU connectée uniquement à un brin de rivière sont égaux à $(0,0,0,0;1,1,1,1;0,0,0,0)$. Les taux de connexion d'une HRU qui transfère une partie de son flux RD1 à la rivière et l'autre partie au réseau et tous ses autres flux à la rivière sont égaux à $(0,0,0,0;1-x,1,1,1;x,0,0,0)$. Ces paramètres peuvent être définis de manière distribuée pour chaque HRU ou globalement pour toutes les HRU.

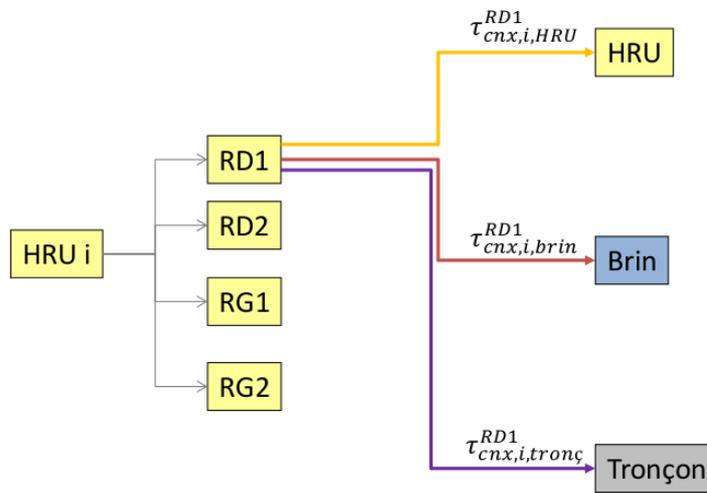


Figure 2.12 – Fractions du ruissellement RD1 produit par une HRU i qui rejoint une autre HRU, un brin de rivière et un tronçon d'assainissement. Ceci est valable pour les autres flux RD2, RG1 et RG2.

2.5.3.b. Implémentation

Dans JAMS, il n'est pas possible de fabriquer facilement un modèle à N exutoires. Dans cette section, nous détaillons comment ont été créés un modèle à 2 exutoires (un réseau hydrographique et un réseau d'assainissement) et un modèle à 3 exutoires (un réseau hydrographique et deux réseaux d'assainissement).

Pour construire un modèle à 2 exutoires, il faut, par rapport au modèle J2000 :

- un module de création d'entités et de connexions à deux réseaux (*StandardEntityReader_sewer*), en remplacement de celui existant, dans le contexte *ParameterInput*,
- un module de lecture du fichier de paramètres (*RMReader*), spécifiant les taux de connexion pour chaque réseau,
- un module de transfert vers la HRU aval (*HRUtoHRURouting*), dans la boucle *HRULoop*,

- un module de transfert vers le réseau hydrographique (*HRUtoReachRouting*), dans la boucle *HRULoop*,
- un module de transfert vers le réseau d’assainissement (*HRUtoSewerRouting*), dans la boucle *HRULoop*,
- une seconde boucle spatiale, que nous appellerons par la suite *SewerLoop*, pour représenter le réseau d’assainissement, située dans le contexte *TimeLoop*,
- un module de routage (*J2KProcessSewerRouting*) dans la boucle *SewerLoop*, identique au module de routage *J2KProcessReachRouting* mais avec des entrées et sorties différentes.

Pour construire un modèle à 3 exutoires, il faut, par rapport à un modèle à 2 exutoires :

- un module de création d’entités et de connexions à trois réseaux (*StandardEntityReader_2sewers*), en remplacement de celui existant, dans le contexte *ParameterInput*,
- un module de transfert vers le réseau d’assainissement n° 2 dans la boucle *HRULoop* (*HRUtoSewer2Routing*),
- une troisième boucle spatiale, que nous appellerons par la suite *SewerLoop2*, pour représenter le réseau d’assainissement n° 2,
- un module de routage du réseau d’assainissement n° 2 (*J2KProcessSewer2Routing*), dans la boucle *SewerLoop2*,

L’architecture du modèle J2000P avec trois réseaux est représentée sur la Figure 2.13. Le contexte principal s’appelle *J2000P*. Les nouveaux modules sont détaillés dans ce qui suit. L’ordre des trois boucles spatiales importe peu tant que celles-ci n’interagissent pas entre elles (ce qui n’est pas le cas lorsque les DO sont pris en compte, comme nous le verrons dans la section 2.5.4).

Modification du module de création et de connexions des entités :

Le module *StandardEntityReader* ne permettant pas le transfert de l’eau produite par les HRU à plus d’un réseau (voir §2.4.2.b), deux nouveaux modules ont été développés sur la base du module existant. Le premier module, *StandardEntityReader_sewer*, permet de créer un troisième type d’entité, les tronçons (ou *sewers*), et d’établir les connexions entre les entités (HRU, brins, tronçons). Le second module, *StandardEntityReader_2sewers* permet de créer deux autres types d’entité, les tronçons du réseau n° 1 (*sewers1*) et les tronçons du réseau n° 2 (*sewers2*), et d’établir les connexions entre les 4 entités (HRU, brins, tronçons n° 1, tronçons n° 2). Ces deux modules font partie du package *J2K_Irstea.io*.

Dans le cas de la prise en compte de deux réseaux d’assainissement, deux nouveaux fichiers d’entrée doivent être remplis par l’utilisateur : *sewer1.par* et *sewer2.par*. La structure de ces fichiers est identique à celle du fichier *reach.par*, dans lequel sont définis les paramètres de géométrie et de topologie des brins. Dans les fichiers *sewer1.par* et *sewer2.par*, chaque tronçon est caractérisé par un identifiant et un paramètre to_{reach} qui est égal à l’identifiant du tronçon récepteur sauf pour le tronçon exutoire, pour lequel il vaut 0. Pour prendre en compte les connexions HRU→tronçon, une colonne to_{sewer} a été rajoutée dans le fichier *hrus.par*. Ce paramètre est égal à l’identifiant du tronçon dans lequel la HRU peut transférer tout ou une partie de ses écoulements. Une seule colonne a été rajoutée, mais comme il peut y avoir deux réseaux différents, les

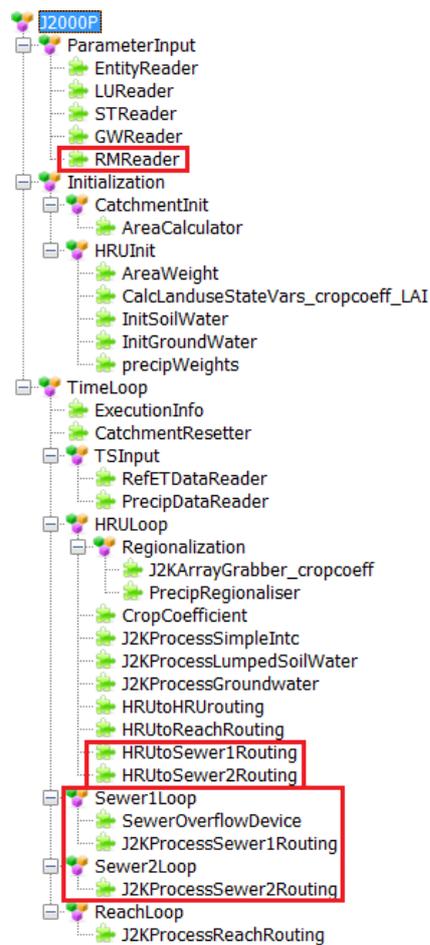


Figure 2.13 – Architecture du modèle J2000P. En rouge, ce qui a été rajouté par rapport au modèle J2000 pour prendre en compte le réseau d’assainissement et les déversoirs d’orage.

identifiants des tronçons des deux réseaux doivent être différents. A titre d’exemple, les entrées et sorties du module *StandardEntityReader_2sewers* sont récapitulées dans le Tableau 2.20.

Tableau 2.20 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *StandardEntityReader_2sewers* appliqué à l’instant $t = 0$, pour un modèle à 2 réseaux

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Fichier d’entrée des HRU	R	String		<i>hrus.par</i>
Fichier d’entrée des brins	R	String		<i>reach.par</i>
Fichier d’entrée des tronçons	R	String		<i>sewer1.par</i>
Fichier d’entrée des tronçons	R	String		<i>sewer2.par</i>
Collection de HRU	W	EntityCollection	J2000P.hrus	
Collection de brins	W	EntityCollection	J2000P.reaches	
Collection de brins	W	EntityCollection	J2000P.sewers1	
Collection de brins	W	EntityCollection	J2000P.sewers2	

Module *StandardRainwaterManagementReader* renommé *RMReader* :

Ce nouveau module appartient au package *J2K_Irstea.io*. Il s’exécute dans le contexte *Para-*

meterInput (voir Figure 2.13). Il récupère les paramètres d'un nouveau fichier *rwm.par* (*rwm* pour *rainwater management*). Ce fichier contient les taux de connexion de chaque HRU (voir §2.5.3.a) et un identifiant *RMID* rattaché à l'ensemble des taux de connexion d'une même classe de connexion. Pour faire correspondre une classe à une HRU, le fichier *hrus.par* est complété d'une colonne *rwmID* qui est égale à une valeur de *RMID* dans le fichier *rwm.par*. Ce fichier est lu de la même manière que les fichiers *landuse.par*, *soil.par* et *hgeo.par*

Tableau 2.21 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *StandardRainwaterManagementReader*

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Fichier de paramètres	R	String		<i>rwm.par</i>
Collection d'entités	R	EntityCollection	J2000P.hrus	

Module de transfert *DoubleTransferFraction*

Le module de transfert *DoubleTransfer*, proposé par l'Université de Jena, permet de transférer l'eau produite par une entité uniquement à une seule autre entité (voir §2.4.8.b). Pour prendre en compte le fait que les flux produits par une HRU peuvent être drainés par différents réseaux, ce module a été modifié. Le module de transfert *DoubleTransferFraction* du package *jams – components.jams.components.datatransfer* sélectionne une fraction de chacun des flux produits par une HRU et les transfère vers une autre entité : HRU ou brin ou tronçon. Ce module s'applique au transfert HRU→HRU (module renommé HRUtoHRUrouting), au transfert HRU→brin (module renommé HRUtoReachrouting), au transfert HRU→tronçon n° 1 (module renommé HRUtoSewer1routing) et au transfert HRU→tronçon n° 2 (module renommé HRUtoSewer2routing). Les entrées et sorties nécessaires au module, dans le cas du transfert HRU→tronçon, sont récapitulées dans le Tableau 2.22.

Tableau 2.22 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *DoubleTransferFraction*, qui s'applique à chaque pas de temps et pour chaque HRU. Exemple dans le cas du transfert HRU→tronçon n° 1. $j \in \{1,2\}$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Identifiant du brin vers lequel se produit le transfert	R	Entity	HRULoop.to _{sewer}	
Nom du flux $RDj_i^{amont}(t)$	R	String		inRDj
Nom du flux $RGj_i^{amont}(t)$	R	String		inRGj
$\tau_{cnx,i,HRU}^{RD1}, \tau_{cnx,i,HRU}^{RD2},$ $\tau_{cnx,i,HRU}^{RG1}, \tau_{cnx,i,HRU}^{RG2}$	R	Double[]	
Flux $RDj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.outRDj	
Flux $RGj_i(t)$	R/W	Double	HRULoop.outRGj	

Module *J2KProcessReachRouting*

Ce module, décrit dans la section 2.4.8.d, est le même que le module décrivant le routage et le transfert dans le réseau hydrographique naturel. Il peut s'appliquer aux entités *sewers* et calculer le routage dans les tronçons du réseau (transfert tronçon→tronçon). Il s'exécute dans

le contexte *SewerLoop* (voir Figure 2.13) et a été renommé *J2KProcessSewerRouting*. Le Tableau 2.23 récapitule les entrées et sorties du module appliqué aux tronçons. Ce tableau est structurellement identique au Tableau 2.19 mais il n'a pas les mêmes entrées et sorties.

Tableau 2.23 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *J2KProcessSewerRouting*, appliqué à chaque tronçon et à chaque pas de temps. $j \in \{1,2\}$. La résolution temporelle peut être horaire (*h*), journalière (*d*) ou mensuelle (*m*).

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Résolution temporelle	R	String		...
Collection de tronçons n° 1	R	EntityCollection	J2000P.sewers1	
Largeur L_i^t du tronçon	R	Double	Sewer1Loop.width	
Longueur l_i^t du tronçon	R	Double	Sewer1Loop.length	
Rugosité λ_i^t du tronçon	R	Double	Sewer1Loop.rough	
Pente α_i^t du tronçon	R	Double	Sewer1Loop.slope	
Flux sortant amont $RDj_k^{amont}(t)$	R/W	Double	Sewer1Loop.inRDj	
Flux sortant amont $RGj_k^{amont}(t)$	R/W	Double	Sewer1Loop.inRGj	
Eau dans le tronçon $Storage_i(t)$	R/W	Double	Sewer1Loop.Storage	
$RDj_i(t)$ dans le tronçon	W	Double	Sewer1Loop.actRDj	
$RGj_i(t)$ dans le tronçon	W	Double	Sewer1Loop.actRGj	
Flux $RDj_{i,out}(t)$ sortant du tronçon	W	Double	Sewer1Loop.outRDj	
Flux $RGj_{i,out}(t)$ sortant du tronçon	W	Double	Sewer1Loop.outRGj	
Flux $RDj_{out}(t)$ à l'exutoire	W	Double	TimeLoop.catchmentRGj	
Flux $RGj_{out}(t)$ à l'exutoire	W	Double	TimeLoop.catchmentRGj	
Débit total $Q_{out}(t)$ à l'exutoire	W	Double	TimeLoop.simRunoff	

2.5.4. Prise en compte des DO

2.5.4.a. Principes

Les déversoirs d'orage sont des ouvrages de dérivation qui reçoivent les eaux d'un collecteur amont, les renvoient au collecteur aval et dirigent le « trop plein » vers un collecteur de décharge. Le déversoir permet de limiter le débit aval à un débit seuil, quelle que soit la hauteur d'eau à l'amont, en dérivant une partie des eaux lorsque le débit à l'amont dépasse une certaine valeur dite « débit de référence » (*Vazquez et al., 2006*). Les déversements sont dirigés le plus souvent directement vers le milieu naturel et parfois vers des bassins d'orage ou de dépollution.

Le fonctionnement d'un déversoir d'orage peut être modélisé par un seuil, positionné à une certaine hauteur dans un tronçon de réseau, qui déverse le trop-plein d'eau à la rivière (Figure 2.14). Ce fonctionnement implique la prise en compte de connexions possibles entre le réseau d'assainissement et le réseau hydrographique. Si un tronçon de réseau est connecté à un brin de rivière et que la hauteur d'eau dans ce tronçon dépasse une hauteur seuil, la quantité d'eau en excès est déversée dans le brin.

La quantité d'eau déversée par un tronçon i dans un brin via un DO se base sur le calcul de trois volumes :

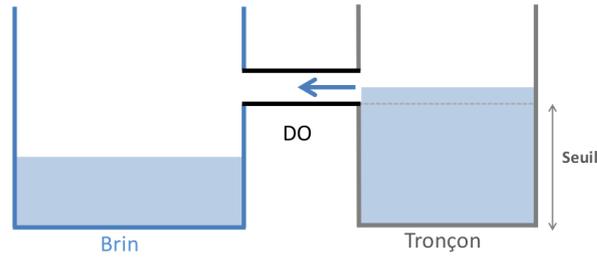


Figure 2.14 – Schéma d’un DO reliant un tronçon de réseau à un brin de rivière

- son volume initial $V_i(t)$ (L), égal au volume entrant dans le tronçon au pas de temps t additionné au volume déjà présent (c’est-à-dire au volume qui n’a pas été routé au pas de temps précédent),
- son volume maximal $V_{max,i}$ (L) :

$$V_{max,i} = c * l_i^t * L_i^t * 1000 \quad (2.54)$$

avec c la hauteur seuil du DO, l_i^t la longueur du tronçon et L_i^t sa largeur,

- son volume excédentaire (L) :

$$\text{Si } V_i(t) > V_{max,i} \text{ alors } V_{exc,i}(t) = V_i(t) - V_{max,i} \quad (2.55)$$

Si le volume présent initialement dans le tronçon dépasse son volume maximal, le volume excédentaire se déverse dans la rivière.

2.5.4.b. Implémentation

Le déversement des DO est simulé par un nouveau module *SewerOverflowDevice*, développé dans le cadre de la thèse. Il appartient au package *J2K_Irstea.sewer*. Les entrées et sorties du module sont récapitulées dans le Tableau 2.24. Ce module doit être inséré dans la boucle spatiale *SewerLoop* avant que le routage soit effectué (avant le module *J2KProcessSewerRouting*). La Figure 2.13 donne un exemple de l’architecture du modèle J2000P, dans le cas où les DO se situent uniquement le long du réseau d’assainissement n° 1. Pour que ce module puisse fonctionner, il faut rajouter une colonne to_{river} dans le fichier *sewer.par*. Si le paramètre to_{river} d’un tronçon est égal à 0, le tronçon n’est pas relié à un brin de rivière via un DO. Si un tronçon possède un DO, ce paramètre prend la valeur de l’identifiant du brin de rivière dans lequel l’eau en surplus peut se déverser. Le module *SewerOverflowDevice* s’active uniquement si le paramètre to_{river} est différent de 0. Dans ce cas, il détermine s’il y a, dans le tronçon de réseau concerné, de l’eau en surplus à déverser. Le module transfère ensuite l’eau en surplus dans le brin de rivière dont l’identifiant est égal à to_{river} (équations 2.54 à 2.55). A ce stade, la hauteur seuil du DO est un paramètre global (il n’est donc pas paramétré dans un fichier d’entrée mais dans un module). Le module comptabilise le nombre de déversements, égal au nombre de pas de temps durant lesquels il y a eu un déversement.

Tableau 2.24 – Récapitulatif des entrées et sorties du module *SewerOverflowDevice* appliqué à chaque tronçon n° 1 et à chaque pas de temps. $j \in \{1,2\}$.

Description	R/W	Type	Contexte.Attribut	Paramètre
Identifiant du tronçon vers lequel se fait le déversement	R	Entity	Sewer1Loop.to _{river}	
Largeur L_i^t du tronçon	R	Double	Sewer1Loop.width	
Longueur l_i^t du tronçon	R	Double	Sewer1Loop.length	
Seuil c	R	Double		...
Flux entrant $RDj_k^{amont}(t)$	R/W	Double	Sewer1Loop.inRDj	
Flux entrant $RGj_k^{amont}(t)$	R/W	Double	Sewer1Loop.inRGj	
$RDj_i(t)$ dans le tronçon	R/W	Double	Sewer1Loop.actRDj	
$RGj_i(t)$ dans le tronçon	R/W	Double	Sewer1Loop.actRGj	
Flux $RDj_{i,out}(t)$ sortant du DO	W	Double	Sewer1Loop.sodOutRDj	
Flux $RGj_{i,out}(t)$ sortant du DO	W	Double	Sewer1Loop.sodOutRGj	
Quantité totale d'eau déversée	W	Double	Sewer1Loop.SewerOverflow	
Nombre de déversement cumulé	W	Double	Sewer1Loop.OverflowCount	

Le code et trois autres versions du module (développées suite à différents questionnements) sont présentés en annexe A, page 279. Ces versions n'ont pas été utilisées dans le modèle J2000P car elles présentaient de moins bonnes performances (voir annexe B.2, page 290).

2.5.5. Récapitulatif des fichiers d'entrée et de sortie du modèle J2000P

Deux fichiers de forçages atmosphériques et six fichiers de paramètres sont nécessaires au fonctionnement du modèle J2000P à deux réseaux (version qui sera utilisée par la suite) :

- *rain.dat* : coordonnées géographiques et altitude des postes pluviométriques, chroniques de pluie au pas de temps du modèle,
- *refet.dat* : série temporelle de l'ET_{ref} au pas de temps du modèle,
- *hrus.par* : identifiant unique, paramètres géométriques (coordonnées du barycentre, altitude moyenne, surface, pente moyenne, orientation moyenne), topologie, coefficient d'infiltration et identifiants des classes de végétation (*landuseID*), de sol (*soilID*), de sous-sol (*hgeoID*) et de gestion des eaux pluviales (*rwmID*) de l'ensemble des HRU,
- *reach.par* : identifiant unique, paramètres géométriques (pente, longueur, largeur, rugosité) et topologie de l'ensemble des brins de rivière,
- *vegetation.par* : paramètres de chacune des classes de végétation (identifiant ou numéro de classe (*LID*), 12 coefficients culturels mensuels, 12 indices foliaires mensuels, profondeur racinaire moyenne de la végétation),
- *soil.par* : paramètres de chacune des classes de sol (identifiant (*SID*), capacité au champ par décimètre d'épaisseur de sol, capacité d'air),
- *hgeo.par* : paramètres des entités hydrogéologiques (identifiant (*GID*), capacité de stockage et temps de vidange de chaque réservoir),
- *rwm.par* : paramètres de chacune des classes de gestion des eaux pluviales (identifiant (*RMID*), 12 taux de connexion).

Dans les fichiers *vegetation.par*, *soil.par*, *hgeo.par* et *rwm.par*, chaque classe de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales est rattachée à un identifiant. Dans le fichier *hrus.par*, les colonnes *landuseID*, *soilID*, *hgeoID* et *rwmID* relient les classes attribuées à chaque HRU à l'identifiant de ces classes (*LID*, *SID*, *GID*, *RMID*).

En plus des trois fichiers de sortie *TimeLoop.dat*, *HRULoop.dat* et *ReachLoop.dat* (voir section 2.4.9), deux nouveaux fichiers permettent d'analyser le comportement des réseaux d'assainissement : *Sewer1Loop.dat* et *Sewer2Loop.dat*. Les variables de sortie de ces deux fichiers concernent les tronçons de chaque réseau. Les fichiers contiennent autant de blocs qu'il y a de pas de temps dans la simulation et chaque bloc est constitué d'un nombre de lignes égal au nombre de tronçons.

2.5.6. Conclusion

La construction du modèle J2000P a été effectuée en utilisant des modules déjà présents dans JAMS et J2000, en adaptant certains et en développant un nouveau module de déversoir d'orage. Grâce à la disponibilité des codes sources et à la réactivité des chercheurs de Jena, le développement du modèle a été facilité. Le passage au pas de temps horaire nous a semblé le plus adapté vu les possibilités du code, la manière dont les processus sont représentés et le temps de réponse des bassins périurbains de taille intermédiaire. Il est techniquement possible de diminuer ce pas de temps mais il faudrait pour cela modifier la représentation de certains processus hydrologiques (infiltration dans le sol par exemple). L'ajout du réseau d'assainissement a été réalisé en utilisant les outils déjà existants dans JAMS et en adaptant le code pour prendre en compte d'autres types de connexions entre les entités. La prise en compte des déversements des DO a nécessité de développer un nouveau module. La hauteur seuil du DO est pour le moment un paramètre global mais peut facilement devenir un paramètre distribué. Des tests ont permis de vérifier le bon fonctionnement du modèle à deux réseaux et de valider le module de DO développé (annexe B, page 287). Pour le module de DO, les tests ont été réalisés sur un cas fictif et un cas réel. Sur le cas réel, les résultats montrent que les simulations des déversements de DO sont très sensibles au choix du paramètre de hauteur seuil. L'ensemble des paramètres de J2000P est récapitulé dans le Tableau 2.25.

Tableau 2.25 – Résumé des principaux paramètres distribués et globaux du modèle J2000P.

Module	Paramètre	Description	Unité
Régionalisation de la pluie	n	nombre de stations les plus proches	-
	p	paramètre de puissance	-
	v	valeur seuil du coefficient de régression linéaire pour la correction altitudinale	-
	(X, Y)	coordonnées du barycentre de la HRU	(m,m)
Calcul de l'ETP	H	altitude du barycentre de la HRU	m
	k_k^{mois}	coefficient cultural mensuel	-
Interception	$LA/^{mois}$	indice foliaire mensuel	m m ⁻¹
	H_{int}	hauteur du réservoir de végétation	mm
Sol	$\beta_{In,f,i}$	taux de ruissellement d'une HRU	-
	C_{MPS}/C_{LPS}	Coefficient de modulation de la taille de MPS/LPS	mm
	MPS_{init} / MPS_{init}	Remplissage initial de MPS/LPS	mm Δt^{-1}
	I_{max}	vitesse maximale d'infiltration dans le sol (1 valeur en été et 1 en hiver)	mm dm ⁻¹
	MPS_{dm}	capacité au champ du type de sol de la HRU	dm
	z_i	profondeur racinaire de la HRU	mm
	$LPS_{max,i}$	capacité d'air	mm
	DPS_{max}	capacité maximale du réservoir DPS	mm
	C_{dist}^{sol}	coefficient de distribution de l'eau infiltrée entre les réservoirs MPS et LPS	-
	α_i	penne de la HRU	rad
	θ_p	paramètre d'évaporation	-
	C_{outLPS}	coefficient modulant la quantité d'eau sortante de LPS	-
$C_{LatVert}$	coefficient modulant le partage de l'eau mobile en percolation et écoulement de subsurface	-	
$Perc_{max}$	vitesse maximale de percolation du sol à la nappe	mm Δt^{-1}	
C_{diff}	coefficient modulant la diffusion du réservoir LPS au réservoir MPS	-	
C_{RD_i}	coefficient de rétention du flux RDI ou RD2 dans la HRU	Δt	
Nappe	$RG_{j,init}$	Remplissage initial du réservoir RGj	mm
	$TRG_{j,i}$	coefficient de vidange du réservoir RGj	Δt
	$RG_{j,max,i}$	taille du réservoir RGj	mm
	C_{nappe}^{max}	coefficient contrôlant la répartition de la percolation entre les deux réservoirs	-
	C_{RG_j}	coefficient de rétention du flux RGj dans la HRU	Δt
	C_{cap}	coefficient modulant la capillarité	-
Routage latéral	ID	identifiant de la HRU/du brin	-
	to_{HRU}	ID de la HRU réceptrice	-
	to_{reach}	ID du brin récepteur	-
	to_{sewer}	ID du tronçon récepteur	-
Routage riv. / rés.	L_b^b / L_i^l	largeur du brin / tronçon	m
	l_b^b / l_i^l	longueur du brin / tronçon	m
	$\lambda_b^b / \lambda_i^l$	rugosité du brin / tronçon	m ^{1/3} Δt^{-1}
	α_b^b / α_i^l	penne du brin / tronçon	m m ⁻¹
	to_{river}	ID du brin récepteur	-
DO	c	hauteur seuil	m
Gestion des eaux pluviales	$\tau_{cnx,i,HRU}$	taux de connexion	-
	$\tau_{cnx,i,brin}, \tau_{cnx,i,tronc}$		

2.6. CONSTRUCTION D'UN MAILLAGE SPÉCIFIQUE AU MODÈLE J2000P

2.6.1. Méthodologie générale

Dans le modèle J2000, les HRU sont des zones hydrologiquement homogènes du point de vue de la topographie, de l'occupation du sol, du sol, du sous-sol. Dans J2000P, la possibilité de prendre en compte les réseaux d'assainissement explicitement nécessite de délimiter les HRU en fonction des critères mentionnés ci-dessus et de deux autres critères : le mode de gestion des eaux pluviales sur surfaces imperméables connectées et le mode de gestion des eaux pluviales sur surfaces perméables et imperméables non connectées (voir §2.5.3.a). Le découpage des HRU et des différents réseaux n'étant pas possible avec l'outil GRASS-HRU (voir §2.1.5), nous nous sommes appuyés sur la méthodologie proposée par [Jankowsky *et al.* \(2013\)](#) pour déterminer le réseau de drainage et le contour réel du bassin. Cette méthodologie, utilisée pour de petits bassins périurbains, combine des traitements SIG pour exploiter les données géographiques (MNT, occupation du sol, réseau hydrographique naturel et réseaux d'assainissement) et un travail de terrain consistant à collecter des informations relatives aux fossés, aux rejets des réseaux dans la rivière et à des observations spécifiques sur les frontières du bassin topographique. Cette approche nous a semblé plus appropriée que celles proposées par [Rodriguez *et al.* \(2013\)](#), dans lesquelles le réseau hydrographique est décrit de manière exhaustive, ce qui conduit à un important travail de prétraitement des données des banques de données urbaines. D'autre part, ces méthodes ne prennent pas en compte le rôle des déversoirs d'orage du réseau unitaire. Nous avons néanmoins dû adapter la méthodologie de [Jankowsky *et al.* \(2013\)](#) au cas des bassins de taille intermédiaire, pour lesquels une analyse du terrain exhaustive est coûteuse en temps. De plus, une représentation détaillée de tous les réseaux de drainage n'est pas nécessaire pour la modélisation que nous souhaitons réaliser.

La méthodologie suivie dans le cadre de cette thèse peut se décomposer en quatre étapes :

1. **pour prendre en considération les chemins d'écoulement topographique** : découpage des sous-bassins naturels (ou topographiques) et des brins de réseau hydrographique associés.
2. parallèlement, **pour prendre en compte la gestion des eaux pluviales par les réseaux d'assainissement** : découpage des sous-bassins urbains.

Ces sous-bassins sont constitués par des zones urbanisées drainées par un même exutoire du réseau d'assainissement dans le milieu naturel. Cet exutoire peut être un DO, une STEP ou tout autre système permettant le rejet des eaux pluviales du réseau dans une rivière située dans ou en dehors du bassin. Un travail de simplification de la géométrie du réseau est nécessaire pour identifier les entités drainant les sous-bassins urbains. Comme nous l'avons vu à la section 2.5.3.a, ces entités peuvent être soit assimilées à des brins du réseau hydrographique soit constituées des tronçons d'un réseau d'assainissement différent du réseau hydrographique.

3. **pour obtenir des sous-bassins caractérisés par un type de gestion des eaux pluviales sur surfaces imperméables connectées et un type de gestion des eaux pluviales sur surfaces perméables et imperméables non connectées** : intersection des sous-bassins naturels et des sous-bassins urbains précédemment obtenus.
4. **pour obtenir des HRU, c'est-à-dire des zones homogènes du point de vue de l'occupation du sol, du sol, du sous-sol et de la gestion des eaux pluviales** : re-découpage des sous-bassins résultant de l'intersection des sous-bassins naturels et urbains.

Ces différentes étapes de la méthodologie sont détaillées dans les sections suivantes.

Plusieurs questions se sont posées au cours de cette étape de découpage des HRU et des réseaux :

- Les chemins d'écoulement sont influencés par la topographie et les réseaux d'assainissement. *Comment intégrer la gestion des eaux pluviales dans le découpage des HRU ?*
- Les réseaux sont des systèmes au fonctionnement complexe et la modélisation conduite dans cette thèse nécessite de simplifier leur fonctionnement pour simuler le transfert et le routage de l'eau dans les réseaux à l'échelle d'un bassin de taille intermédiaire. *Comment représenter/modéliser/découper un réseau d'assainissement pour les besoins de la modélisation ?*
- Découper le bassin en HRU revient à effacer les hétérogénéités du milieu jusqu'à un certain point pour trouver des zones homogènes aux échelles étudiées. *Quelle est la taille caractéristique des HRU souhaitable pour une simulation sur de longues périodes (+ 10 ans) et à l'échelle d'un bassin de taille intermédiaire ?*

Dans cette section, nous avons tenté d'apporter des réponses générales aux questions mentionnées ci-dessus. Néanmoins, certaines réponses dépendent des caractéristiques du bassin étudié.

2.6.2. Découpage des sous-bassins naturels et des brins du réseau hydrographique

La détermination des sous-bassins naturels (ou topographiques) nécessite un modèle numérique de terrain (MNT) à une résolution appropriée par rapport à la taille du bassin étudié. Une carte du réseau hydrographique incluant ou non les rivières temporaires peut également être utile. Plusieurs méthodes de découpage des sous-bassins topographiques sont proposées dans la littérature, la plus connue étant l'algorithme D8 (O'Callaghan et Mark, 1984). A partir de la donnée raster d'altitude fournie par le MNT, cet algorithme calcule le sens d'écoulement en chaque pixel en fonction des valeurs d'altitudes des huit pixels voisins (sens de la plus grande pente). Des algorithmes complémentaires peuvent être utilisés pour éliminer les dépressions du MNT et traiter les zones plates. A partir d'une valeur constante arbitraire de l'aire contributive minimale nécessaire à l'individualisation et au suivi du cours d'eau, l'accumulation de l'eau en chaque pixel est ensuite calculée en fonction du sens d'écoulement. Le choix de ce seuil d'accumulation dans un pixel est particulièrement critique pour déterminer l'ensemble des brins qui constituent le réseau hydrographique. Lorsqu'il existe des cartes du réseau hydrographique, ce problème peut se résoudre en utilisant des méthodes de « stream

burning » (Maidment, 1996), « surface reconditioning » (Hutchinson, 1989) ou « flow direction forcing » (Kenny et Matthews, 2005), en supplément de la méthode D8. La méthode de « stream burning » consiste à diminuer artificiellement l'altitude des pixels du MNT à l'emplacement du réseau hydrographique pour contraindre l'écoulement. La méthode de « surface reconditioning » consiste à diminuer artificiellement l'altitude des pixels du MNT à l'emplacement du réseau hydrographique et sur les pixels bordant le cours d'eau de sorte que l'altitude ne soit pas abruptement diminuée. La méthode de « flow direction forcing » intègre les données du réseau hydrographique en altérant les directions d'écoulement plutôt que le MNT directement. Ces deux dernières méthodes ont montré de meilleures performances que la méthode du « stream burning » (Kenny et Matthews, 2005).

Pour générer automatiquement les sous-bassins, les brins de réseau hydrographique et la topologie associée, la plupart de ces méthodes a été implémentée dans des logiciels d'information géographique (ArcGIS, QGIS) ou dans des logiciels spécifiques (par exemple le logiciel TauDEM¹). Le contour du bassin et de ses sous-bassins est réalisé à partir d'un certain nombre de points de drainage ou exutoire identifiés automatiquement dans le bassin (confluence entre 2 brins de rivière). Dans certains logiciels, l'utilisateur peut rajouter des exutoires de bassin sur un brin de rivière à l'emplacement des stations de mesure du débit ou des rejets de DO ou de STEP.

2.6.3. Découpage des sous-bassins urbains et des tronçons de réseau

2.6.3.a. Méthodologie

Pour réaliser le découpage des sous-bassins urbains et choisir le réseau de drainage anthropique à modéliser, il faut tout d'abord identifier les chemins d'écoulement possibles des eaux pluviales urbaines sur le bassin étudié. Les eaux de ruissellement produites par des zones faiblement urbanisées sans gestion spécifique des eaux pluviales (petits villages, hameaux isolés, fermes) vont rejoindre une rivière située dans le bassin, en suivant la topographie. Les eaux de ruissellement produites par des zones urbaines connectées à des réseaux (unitaire, séparatif, fossés) vont être conduites à une rivière par le biais de ces réseaux, parfois au niveau d'une STEP ou d'un DO. Le drainage de ces eaux pluviales urbaines peut parfois être réalisé sans suivre la topographie. Par exemple, des réseaux peuvent récupérer les eaux pluviales sur un bassin et les transférer à une STEP située sur un autre bassin par le biais de stations de relèvement. Ces eaux sont alors « perdues » pour le bassin étudié sauf en cas de déversements des DO dans celui-ci. A l'inverse, une partie des eaux pluviales d'un bassin voisin peut être rejetée dans le bassin étudié par le biais d'une STEP ou d'un DO situé à l'intérieur de ce dernier. Les zones de drainage des STEP dans et autour du bassin sont donc importantes à prendre en compte. Le contour du bassin réellement contributif au débit à l'exutoire peut ainsi être différent du contour topographique et varier selon l'intensité des événements pluvieux

1. Site internet : <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5/>, Consulté le 18/09/2014

(Jankowsky *et al.*, 2013).

Selon l'échelle de modélisation choisie, tous les chemins recensés ne doivent pas forcément être représentés. Par exemple, sur un bassin versant de taille intermédiaire, il n'est peut-être pas nécessaire de prendre en compte les chemins d'écoulement des eaux pluviales d'une zone urbaine non connectée, qui ruisselle vers une zone naturelle voisine. Localement, la vitesse de ruissellement peut être influencée par la présence de zones imperméables mais cette influence peut être négligée aux échelles considérées. C'est pourquoi, par la suite, seules les zones urbaines connectées à des réseaux seront prises en compte pour le découpage des sous-bassins urbains.

La première étape consiste à identifier et découper le réseau de drainage urbain qui sera modélisé. La seconde consiste à identifier les zones drainées par ce réseau afin de délimiter les sous-bassins urbains. Actuellement, il n'existe pas de méthode automatique permettant de définir le contour de sous-bassins urbains autour du réseau d'assainissement. Ces bassins peuvent être délimités manuellement en interprétant les données de bâti et en s'appuyant sur l'expertise des gestionnaires du réseau.

2.6.3.b. Identification du réseau d'assainissement à modéliser

Lors de l'identification du réseau à modéliser, trois cas peuvent être différenciés (Figure 2.15) :

- **Cas n° 1** : le réseau séparatif (pluvial) ou unitaire présent sur le bassin rejette ses eaux pluviales dans une rivière du bassin, sans que ses rejets ne soient limités par des déversements de DO. Dans ce cas, ce réseau est assimilé à un ou plusieurs brins du réseau hydrographique modélisé dans le bassin (voir §2.5.3.a). Les sous-bassins urbains rattachés à ces brins sont connectés au réseau hydrographique du bassin.
- **Cas n° 2** : le réseau séparatif ou unitaire présent sur le bassin rejette ses eaux pluviales dans une rivière en dehors du bassin, sans que ses rejets ne soient limités par des déversements de DO. Dans ce cas, ce réseau est modélisé à part du réseau hydrographique et est découpé en un ou plusieurs tronçons (voir §2.5.3.a). Les sous-bassins urbains rattachés à ces brins sont connectés à un réseau hydrographique situé en dehors du bassin. Les eaux pluviales de ruissellement collectées par ces sous-bassins (et les eaux souterraines drainées par le réseau) sont « perdues » pour le bassin étudié.
- **Cas n° 3** : le réseau séparatif ou unitaire présent sur le bassin rejette ses eaux pluviales dans une rivière du bassin ou extérieure au bassin et ses rejets peuvent être limités par des déversements de DO présents le long du réseau situés dans le bassin étudié. Dans ce cas, ce réseau est modélisé à part du réseau hydrographique et est découpé en plusieurs tronçons (au moins autant de tronçons que de DO). Lors de l'étape de paramétrage, les tronçons où se situent les DO sont connectés aux brins de rivière où ils se déversent (paramètre t_{river}). Les sous-bassins urbains rattachés à ces tronçons sont connectés en partie au réseau hydrographique situé dans le bassin lorsque le réseau d'assainissement est en charge et qu'il déverse une partie des eaux pluviales collectées dans la rivière. Sinon, ils sont connectés à un réseau hydrographique situé en dehors du bassin. Les eaux pluviales de

ruissellement collectées par ces sous-bassins sont « perdues » pour le bassin étudié lorsqu'il n'y a pas de déversement.

Les trois cas peuvent se présenter sur un bassin. Il peut y avoir autant de réseaux d'assainissement modélisés que de réseaux connectés à une rivière en dehors du bassin et de réseaux connectés à une rivière du bassin par le biais d'un DO. Néanmoins, en fonction du rapport entre les surfaces drainées par ces réseaux et la surface du bassin, le modélisateur peut faire le choix de les prendre en compte ou non. Les autres réseaux pourront être considérés comme des brins du réseau hydrographique.

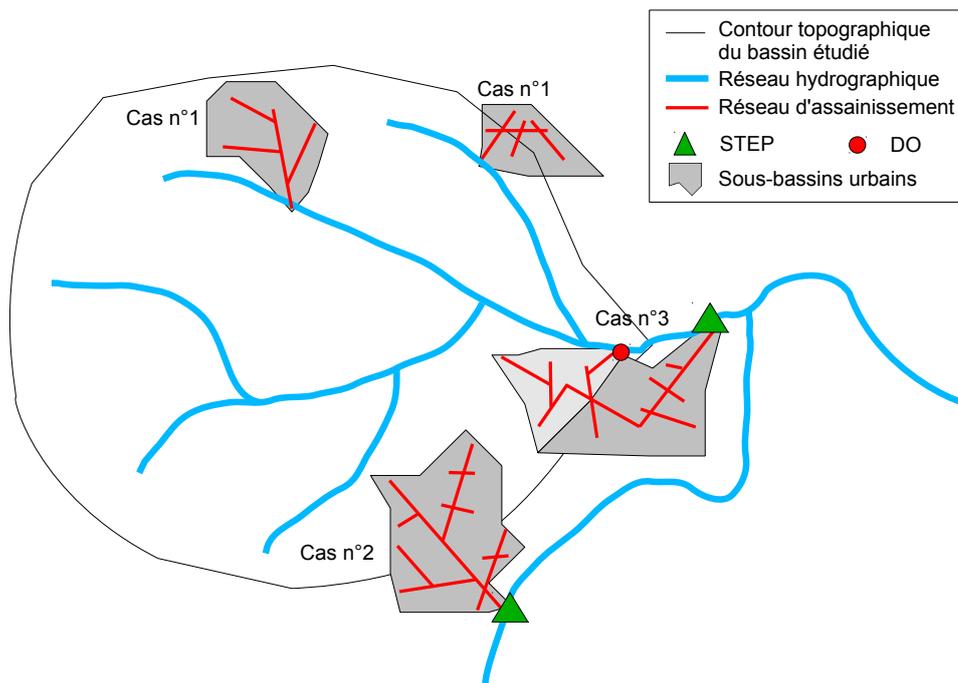


Figure 2.15 – Cas possibles de connexion du réseau d'assainissement unitaire ou séparatif à la rivière

Le réseau d'assainissement pouvant être très dense sur le bassin étudié, des simplifications doivent être effectuées afin de ne prendre en compte dans la modélisation que les principaux tronçons (ou brins) drainant les eaux pluviales en milieu urbain. Les simplifications peuvent s'appuyer sur les informations recueillies sur les sens d'écoulements et les diamètres des collecteurs. Par exemple, le réseau modélisé peut n'être constitué que des conduites de plus gros diamètre.

2.6.3.c. Délimitation des sous-bassin urbains

Deux grands types de sous-bassins urbains peuvent exister : les sous-bassins pluviaux et les sous-bassins unitaires. Dans les sous-bassins pluviaux, les eaux pluviales de ruissellement sont drainées par un réseau séparatif ou un réseau de fossés. Dans les sous-bassins unitaires, elles sont drainées par un réseau unitaire. L'exutoire des sous-bassins urbains peut être une

confluence du réseau d'assainissement ou l'endroit où se déversent les eaux drainées par le réseau dans la rivière (DO, STEP, conduite).

Concrètement, les sous-bassins urbains sont délimités en s'appuyant sur les données cartographiées du réseau d'assainissement (notamment les sens d'écoulement), le bâti et l'expertise des gestionnaires du réseau (Jankowfsky *et al.*, 2013). Ces sous-bassins étant découpés manuellement, la topologie n'est pas générée automatiquement. Le modélisateur doit associer un tronçon de réseau à chaque sous-bassin urbain délimité. Cette étape, bien que nécessaire pour la modélisation, peut être longue et fastidieuse si le nombre de sous-bassins est important. Selon l'ampleur du réseau d'assainissement, les sous-bassins urbains peuvent être redécoupés à certaines confluences du réseau pour que leur taille soit adaptée au pas de temps de la simulation. Certains sous-bassins urbains pouvant être à cheval sur les frontières topographiques du bassin étudié (Figure 2.15), les frontières de celui-ci s'en trouvent modifiées.

2.6.4. Intersection des sous-bassins naturels et urbains

En intersectant les sous-bassins naturels et urbains, on obtient des sous-bassins caractérisés par un type de gestion des eaux pluviales sur surfaces imperméables connectées et un type de gestion des eaux pluviales sur surfaces perméables et imperméables non connectées. Les sous-bassins obtenus peuvent être séparés en trois catégories (Figure 2.16) :

- les **sous-bassins ruraux** qui sont drainés par un seul brin du réseau hydrographique,
- les **sous-bassins urbains externes**, situés en dehors du contour topographique, qui sont drainés par un seul brin ou un seul tronçon,
- les **sous-bassins mixtes** qui sont drainés par un brin du réseau hydrographique pour la partie perméable et imperméable non connectée et par un brin ou un tronçon pour la partie imperméable connectée.

Les sous-bassins urbains externes sont particuliers : ils sont situés en dehors du contour topographique mais sont connectés à un réseau d'assainissement qui peut participer au bilan hydrique du bassin topographique étudié, soit parce que ce réseau se jette dans une rivière du bassin, soit parce que des DO présents le long du réseau déversent occasionnellement dans le bassin. Leurs écoulements naturels rejoignent un réseau hydrographique situé en dehors du bassin d'étude.

Cette intersection s'effectue dans des logiciels SIG (Système d'Information Géographique) et peut générer des entités de très petites tailles. Un nettoyage de la couche d'intersection des sous-bassins peut être réalisé pour fusionner les plus petites entités aux entités voisines.

2.6.5. Redécoupage des sous-bassins ruraux et mixtes

Ces sous-bassins peuvent ensuite être redécoupés en fonction de l'occupation du sol, de la pédologie et de la géologie, si ces caractéristiques sont suffisamment hétérogènes à l'intérieur des sous-bassins ruraux et mixtes.

Dans le cadre du projet ROSENHY (voir Introduction), deux méthodes ont été développées pour identifier des zones homogènes du point de vue de l'occupation du sol sur le bassin

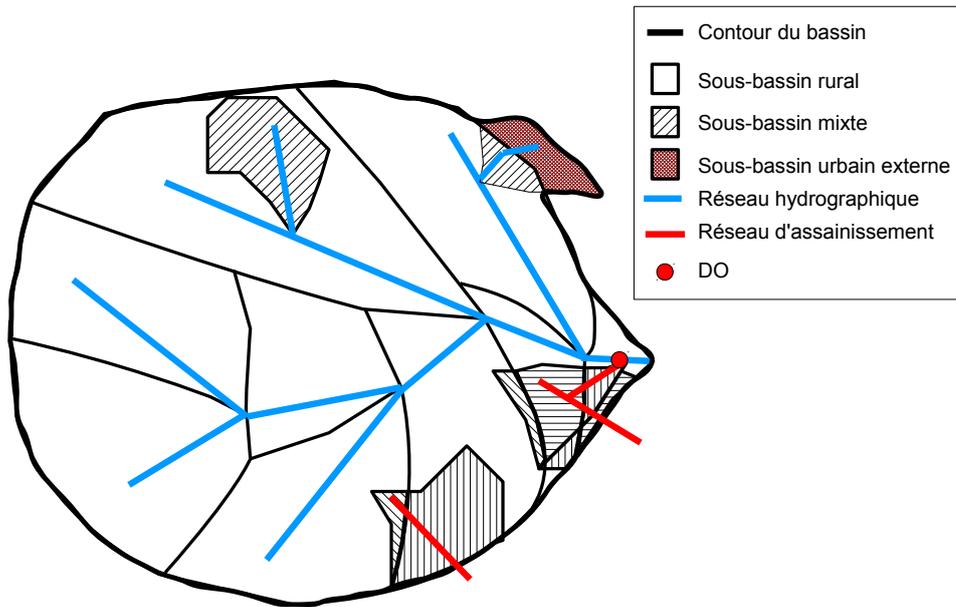


Figure 2.16 – Découpage des sous-bassins ruraux et mixtes

versant : une méthode basée sur l'algorithme des *k-means* (MacQueen, 1967) et une méthode basée sur la classification ascendante hiérarchique CAH (Sokal et Sneath, 1963). Ces méthodes, appliquées à la donnée d'occupation du sol rasterisée, peuvent aider à identifier des motifs ou « patterns » d'occupation du sol sur le bassin. La méthode k-means a été étudiée plus en détail dans le cadre de la thèse.

Cette méthode peut se décomposer en 2 étapes :

1. **Agrégation spatiale** : le raster d'occupation du sol est constitué de pixels dont la valeur est dans un ensemble discret composé de N différents types d'occupation du sol. Ce raster est décomposé en N composantes sur lesquelles est reporté le pourcentage (100%, ici) du type d'occupation du sol (Figure 2.17). Par exemple, si on a initialement 3 classes forêt, urbain, agricole, un pixel i de type forêt aura pour valeur $P_i = (P_{for}, P_{agri}, P_{urb}) = (100, 0, 0)$. En appliquant un filtre gaussien d'écart-type σ sur les N couches, l'information d'occupation du sol est agrégée spatialement sur un voisinage de taille typique σ (Figure 2.18). Ce filtrage permet de gommer les hétérogénéités spatiales et de faire apparaître des « classes-mélanges » caractérisées par un certain pourcentage de chaque classe initiale.
2. **Reclassification des classes-mélanges** : une fois le filtre gaussien effectué, il peut y avoir autant de classes-mélanges que de pixels. Pour réduire ce nombre de classes, il faut regrouper les classes-mélanges similaires autour d'une classe type appelée centroïde. La méthode des k-means permet de définir ces centroïdes et d'associer à chaque classes-mélanges le centroïde le plus similaire. La similarité est définie ici en termes de distance euclidienne entre les valeurs P associées aux pixels. Le paramètre k correspond au nombre d'ensembles à former et doit être fixé a priori. Bien qu'il existe des méthodes pour l'estimer, celles-ci

n'ont pas été implémentées dans le cadre de la thèse. Afin de réduire les temps de calculs, la définition des k classes-mélanges types peut être effectuée à partir d'un sous-échantillon des classes-mélanges choisi aléatoirement.

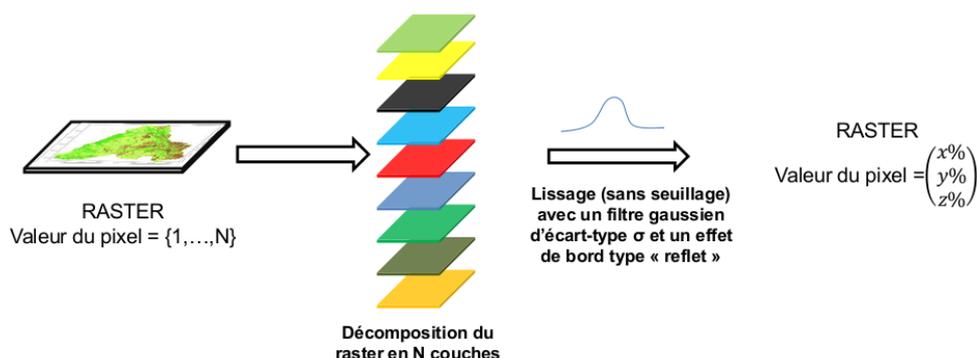


Figure 2.17 – Schéma descriptif de l'étape de lissage

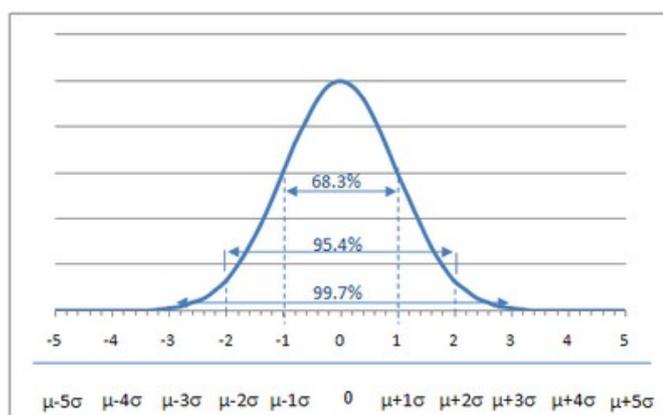


Figure 2.18 – Méthode des k-means : avec un filtre gaussien, notion de proche ou lointain voisin. Par exemple, le pixel à la distance σ du pixel central va l'influencer pour 60%, celui à la distance 2σ à 10%, etc.

Les paramètres qui vont influencer le résultat obtenu par cette méthode sont la valeur de l'écart-type σ du filtre gaussien, le nombre de pixels-échantillons et le choix de k . Les inconvénients de la méthode des k-means sont l'obligation de fixer, au préalable, le nombre de groupes sans qu'aucune indication ne soit fournie. Par ailleurs, les résultats de l'algorithme des k-means peuvent être dépendants de son initialisation (la méthode peut converger vers un optimum local non global). Un exemple de résultat est présenté sur les Figures 2.19a à 2.19d, avec $k=5$, $\sigma = 5$ pixels et $\sigma = 30$ pixels.

Cette méthode permet d'identifier des zones pouvant fonctionner de la même manière du point de vue hydrologique mais a l'inconvénient majeur de ne pas permettre d'identifier les chemins de l'eau par les réseaux et la topologie entre les unités des sous-bassins redécoupés.

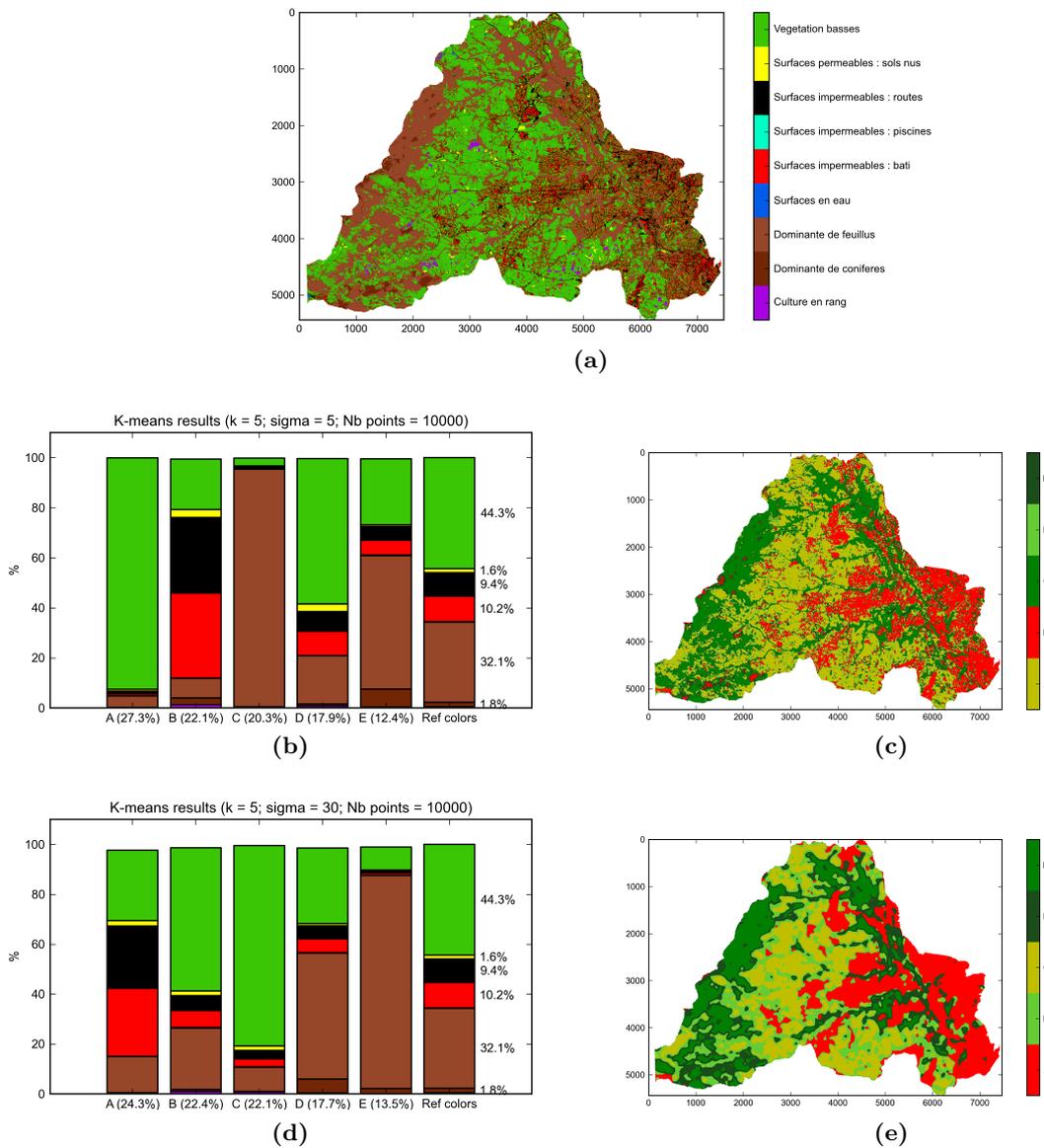


Figure 2.19 – Illustration de la méthode des k-means : (a) carte initiale d'occupation du sol du bassin de l'Yzeron, (b) nouvelle typologie de l'occupation du sol par la méthode des k-means ($k=5$, $\sigma=5$), (c) carte d'occupation du sol avec la nouvelle typologie ($k=5$, $\sigma=5$), (e) nouvelle typologie de l'occupation du sol par la méthode des k-means ($k=5$, $\sigma=30$), (d) carte d'occupation du sol avec la nouvelle typologie ($k=5$, $\sigma=30$)

2.6.6. Conclusion

En conclusion, nous pouvons essayer d'apporter des éléments de réponse aux trois questions posées en introduction de cette section :

— *Comment intégrer la gestion des eaux pluviales dans le découpage des HRU ?*

Pour les bassins périurbains, il n'existe pas de méthode automatique facile à mettre en œuvre pour découper les HRU. Dans le cadre de la thèse, nous avons donc choisi de découper le bassin en sous-bassins naturels (méthode automatique) et urbains (méthode

manuelle), puis d'intersecter ces deux informations pour avoir des sous-bassins ruraux, urbains externes et mixtes. Ce découpage a été choisi pour correspondre aux nouvelles possibilités existantes dans le modèle J2000P (prise en compte de plus d'un réseau et modélisation des DO possible). Le découpage en sous-bassins urbains peut s'avérer long et fastidieux à cause de la complexité du fonctionnement du réseau d'assainissement et de la difficulté à identifier les zones drainées par ces réseaux. L'expertise des gestionnaires du réseau peut être nécessaire dans ce cas pour identifier quelles zones du bassin sont connectées au réseau et quelles sont ses particularités. Le découpage en unités plus fines que les sous-bassins est possible mais la détermination des connexions entre ces unités redécoupées est complexe et n'est pas automatique (en tout cas, pas avec la méthode basée sur les k-means). Il est difficile de décider des connexions entre les unités redécoupées et le réseau dans la mesure où d'autres facteurs que la topographie entrent en jeu dans un bassin urbain. Une carte très détaillée du réseau permettrait de déterminer les connexions parcelle par parcelle mais cela ne correspondrait pas aux objectifs de modélisation de ce travail. Nous avons donc choisi de nous limiter au découpage en sous-bassins.

- *Comment représenter/modéliser/découper un réseau d'assainissement pour les besoins de la modélisation ?*

Le réseau d'assainissement peut être très dense et ramifié. Pour le modéliser, nous avons choisi de sélectionner les collecteurs de plus gros diamètres. Le réseau est découpé en tronçons entre les points exutoires (DO, STEP, sortie dans la rivière) et entre certaines confluences lorsque les sous-bassins drainés sont de trop grande taille.

- *Quelle est la taille caractéristique des HRU souhaitable pour une simulation sur de longues périodes (+ 10 ans) et à l'échelle d'un bassin de taille intermédiaire ?*

Pour les raisons mentionnées ci-dessus, nous avons choisi de découper en sous-bassins. La taille de ces sous-bassins peut être plus ou moins grande selon la surface minimale drainée choisie pour les sous-bassins naturels et la taille des sous-bassins urbains. La réponse à cette question dépend vraiment des caractéristiques du bassin étudié et ne peut être donnée qu'au cas par cas. Un test de sensibilité à la taille des sous-bassins a été effectué et est présenté au chapitre 6.

Chapitre 3

Description du bassin d'étude et des données utilisées

RÉSUMÉ

Ce chapitre propose une présentation générale du bassin de l'Yzeron suivie d'une présentation des données climatiques, hydrologiques et géographiques utilisées par la suite pour la mise en œuvre et l'évaluation du modèle J2000P. Les principales caractéristiques des régimes climatique et hydrologique sont présentées, ainsi que les caractéristiques des déversements des déversoirs d'orage (DO) présents sur le bassin.

3.1. PRÉSENTATION GÉNÉRALE DU BASSIN DE L'YZERON

Ce bassin a déjà fait l'objet de nombreuses études (Roche, 1999; SAGYRC, 2001; Radojevic, 2002; Gnouma, 2006; Grosprêtre, 2011; Jankowfsky, 2011; Kermadi *et al.*, 2012; Braud *et al.*, 2013a; Jacqueminet *et al.*, 2013; Branger *et al.*, 2013, , etc.). Ses principales caractéristiques sont résumées dans ce qui suit.

3.1.1. Situation géographique

Le bassin de l'Yzeron a une superficie de 147,3 km². Il se situe à l'ouest de la ville de Lyon et s'étend de la vallée de l'Yzeron jusqu'aux Monts du Lyonnais où il culmine à 912 m (Figure 3.1). L'exutoire du bassin se situe à la hauteur de la ville d'Oullins, à 162 m d'altitude, où la rivière Yzeron se jette dans le Rhône. Le dénivelé global est de 750 m et plus de la moitié des pentes du bassin est supérieure à 10 %.

3.1.2. Géologie, pédologie, hydrogéologie

A l'ouest, sur le Plateau Lyonnais et dans les Monts du Lyonnais, la géologie du bassin est caractérisée par des formations cristallines et métamorphiques de type gneiss, granite et schiste (Gnouma, 2006). A l'est, des formations alluviales et glaciaires reposent sur un socle cristallin et métamorphique. Dans les Monts du Lyonnais, le ruissellement et l'érosion ont fait apparaître

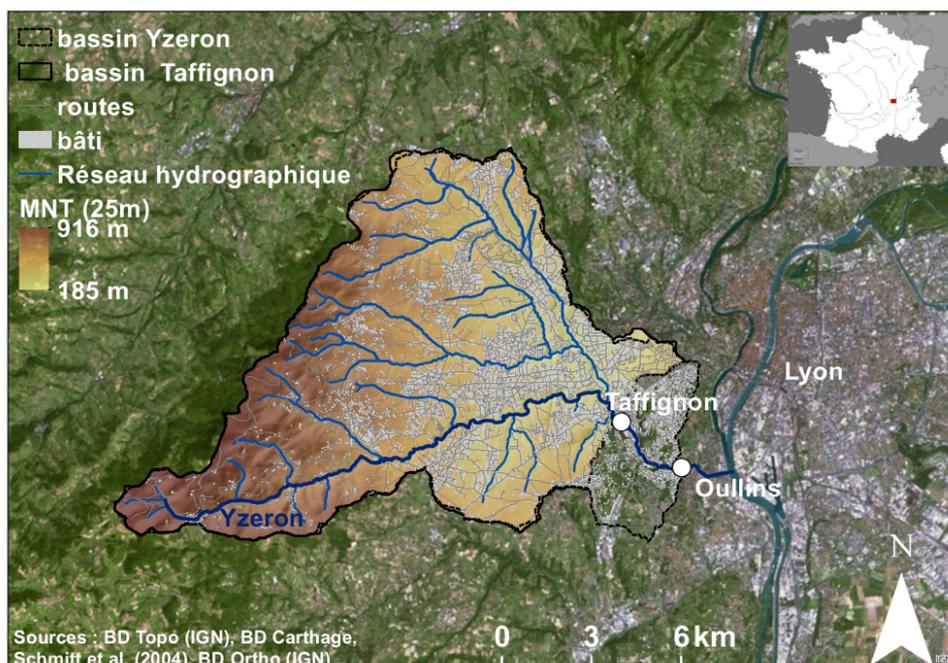


Figure 3.1 – Situation géographique, topographie et hydrographie des bassins de l'Yzeron (147,3 km²) et de Taffignon (127,5 km²)

la roche primitive à certains endroits.

La pédologie du bassin est complexe. Les sols présents sur le bassin sont principalement caractérisés par des textures sablo-limoneuse, limono-sableuse, sableuse et sablo-argileuse (SIRA, 2011). De manière générale, le bassin présente des sols peu profonds et peu perméables conduisant à une faible capacité de stockage (Chocat, 1997a; Braud *et al.*, 2013a).

A l'ouest, le bassin présente peu de réserves d'eau souterraine du fait de la présence de terrains cristallins et métamorphiques. Il existe néanmoins des sources sans réserve dépendant essentiellement de la pluviométrie et, selon la nature du terrain, des sources pérennes aux débits peu élevés. A l'est, la présence d'alluvions glaciaires et fluvio-lacustres a permis le développement de nappes de faibles capacités sous le ruisseau du Charbonnières et dans le secteur d'Oullins. La présence de zones humides et de nappes d'accompagnement en bordure des cours d'eau peuvent s'expliquer par ces réserves d'eau souterraines et superficielles (Gnouma, 2006).

3.1.3. Occupation des sols

Au 19^e siècle, le bassin est essentiellement un bassin agricole sur lequel sont cultivés des céréales, des arbres fruitiers et des vignes (De Farcy, 1950). Au cours du 20^e siècle, le bassin subit une forte déprise agricole du fait de la mécanisation de l'agriculture et des conditions agro-climatiques contraignantes. Une grande partie des terres agricoles est convertie en prairies pour l'alimentation du bétail et en cultures fruitières, l'autre en boisements ou surfaces urbaines. De-

puis les années 1970, le bassin est soumis à une augmentation de l'urbanisation particulièrement importante (Figure 3.2). Aujourd'hui, l'Yzeron est un bassin représentatif du milieu périurbain avec une occupation du sol très hétérogène (Jacqueminet *et al.*, 2013) (Figure 3.3). En amont, l'occupation du sol est partagée entre des forêts recouvrant les sols pentus, des parcelles agricoles et des habitations éparses. Dans la partie centrale, des prairies et des cultures entourent des noyaux urbains qui s'étendent le long des routes. A l'aval, se trouve une zone fortement urbanisée constituée en partie de l'agglomération lyonnaise. Des ripisylves longent le bord des cours d'eau du bassin. Selon Dodane *et al.* (2010), le bassin a gagné 600 hectares d'espaces urbanisés entre 1990 et 2008, soit un surplus de 13 % par rapport aux hectares déjà urbanisés en 1990. Une vingtaine de communes se trouve sur le bassin. La population est de 164 000 habitants avec 80 % en zone urbaine et périurbaine (INSEE, 2006).

3.1.4. Régime climatique et hydrologique et impact de l'urbanisation sur le régime hydrologique

Le climat sur le bassin subit des influences continentales et méditerranéennes. Le régime de type pluvial est contrasté avec de fortes périodes d'étiage en été et des crues importantes et rapides au printemps et en automne. Très fréquemment, des assecs estivaux au niveau des ruisseaux de têtes de bassin et dans les parties basses du réseau hydrographique sont observés. Le bassin reçoit en moyenne 830 mm de pluie par an et les températures moyennes minimales et maximales sont de 8°C et 17°C (Météo-France, 2012). Kermadi *et al.* (2012) ont analysé le régime hydro-pluviométrique en s'appuyant sur les données d'une des stations débitométriques de l'Yzeron, Craponne, de 1970 à 2010 (Figure 3.4). L'évapotranspiration révèle un cycle annuel marqué, avec des valeurs maximales en été et des valeurs minimales en hiver. La variabilité est plus forte en été qu'en hiver. Les précipitations présentent deux maxima : l'un au printemps (mai) et l'autre en automne (septembre et octobre). En hiver, les écoulements sont les plus importants, alors qu'ils sont minimaux en été. Ce phénomène s'explique par une évapotranspiration importante pendant la période de végétation d'avril à octobre, limitant ainsi les écoulements durant cette période principalement. L'analyse du déficit d'écoulement (pluie - écoulement) montre que la période de reconstitution des stocks d'eau dans le sol se fait en octobre et novembre et que la production du ruissellement se fait majoritairement sur surfaces saturées pour les zones rurales du bassin (Gnouma, 2006). Le temps de réponse (décalage entre le maximum de la pluie et la pointe de débit) est estimé entre 8 heures (Chocat, 1997b) et 12 heures (Braud *et al.*, 2013a).

Par sa morphologie et son climat, ce bassin réunit toutes les conditions pour la formation de crues rapides. Les communes riveraines de l'Yzeron et du Charbonnières ont ainsi subi de nombreuses inondations durant les trois dernières décennies (1982, 1983, 1986, 1989, 1992, 1993, 1996, 2003, 2005, 2008 et 2009). Les inondations peuvent être dues à un débordement du cours d'eau lié à des précipitations dont la hauteur d'eau cumulée est remarquable (ex : crue du 2-3 décembre 2003) ou à du ruissellement engendré par des averses de fortes intensités et une saturation du réseau d'eaux pluviales (ex : crue du 9 août 2009) (Kermadi *et al.*, 2011). Lors d'événements pluvieux importants, les sols peu profonds sont facilement saturés, si bien que le coefficient de ruissellement des zones rurales devient proche de celui des zones urbaines (Chocat,

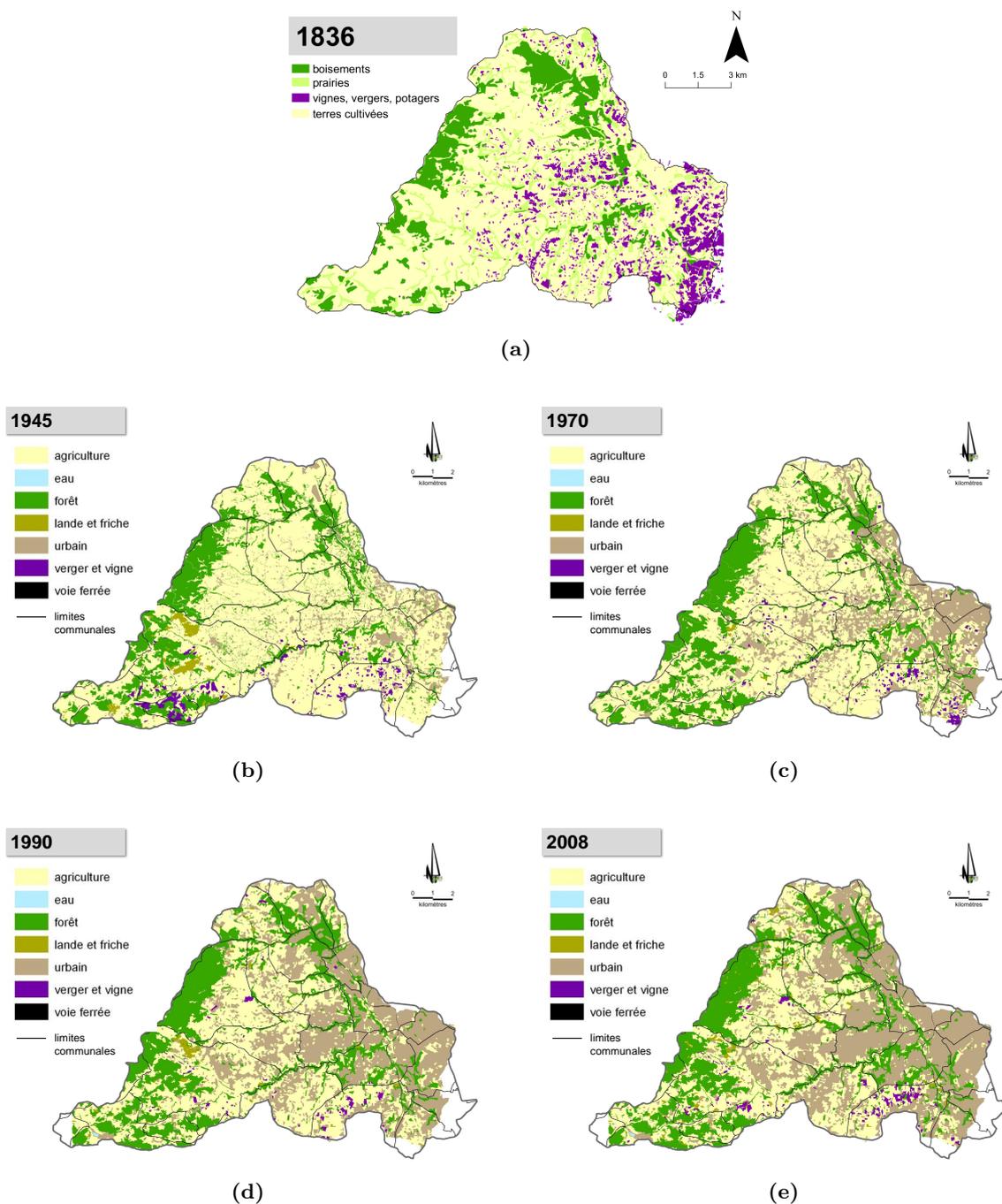


Figure 3.2 – Évolution de l’usage du sol du bassin de l’Yzeron en 1836 et entre 1945 et 2008 : (a) 1836 (adapté de Grosprêtre (2011), Source : IGN (feuillelet n° 168), carte de l’Etat-major de Lyon, levés en 1836, publication en 1841), (b) 1945 (Sources : photographies aériennes ©IGN noir et blanc de 1945), (c) 1970 (Sources : photographies aériennes ©IGN noir et blanc de 1970), (d) 1990 (Sources : photographies aériennes ©IGN noir et blanc de 1990), (e) 2008 (Sources : BD ORTHO®2008, ©IGN Paris). Les photos aériennes sur les Figures 3.2b à 3.2e ont été digitalisées par C. Jacqueminet, S. Kermadi et K. Michel (Université de Lyon - Saint-Étienne, UMR 56100, 2008-2010). Les cartes ont été réalisées par C.Dodane (Université de Lyon, UMR 56100, 2010).

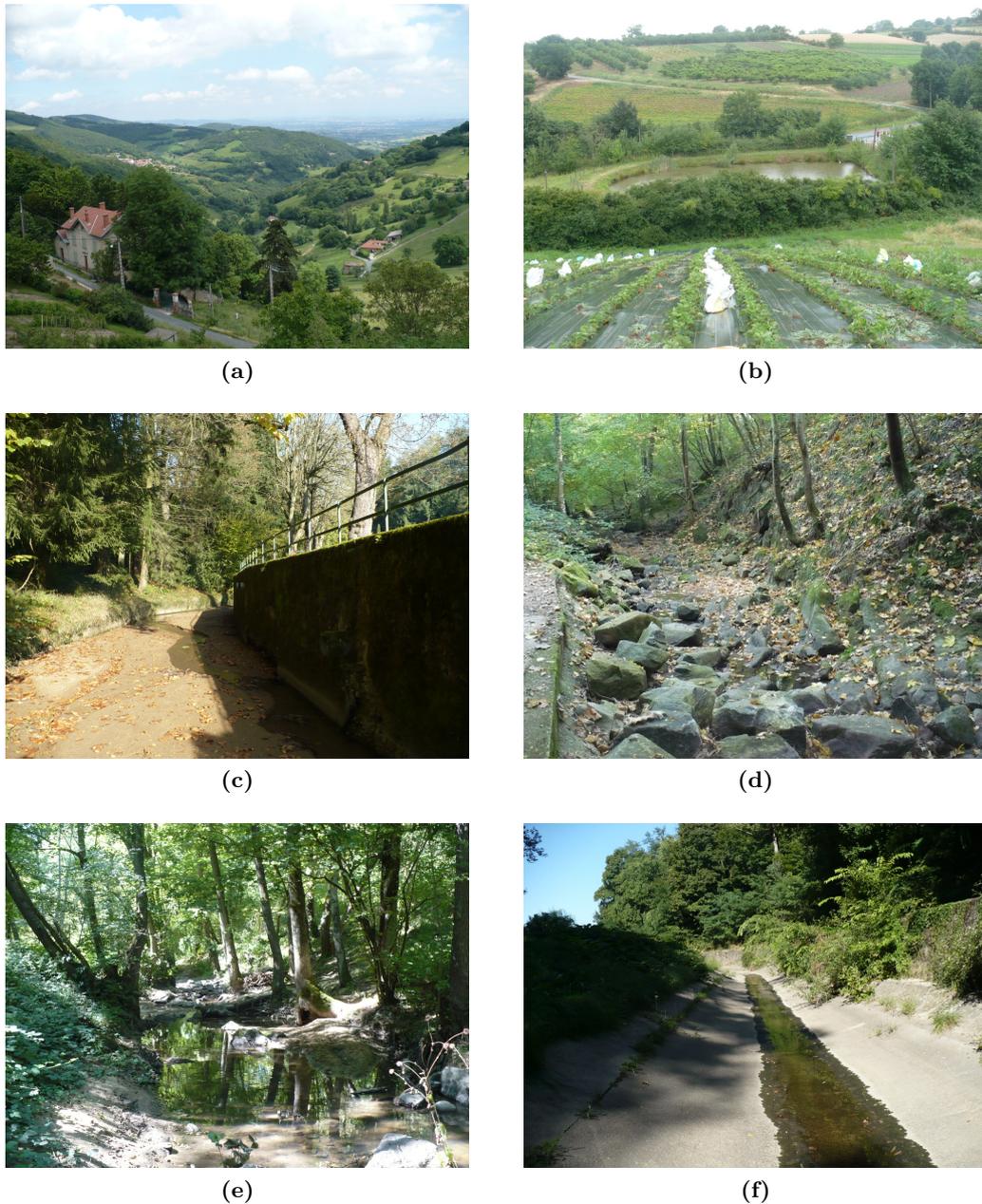


Figure 3.3 – Photos du bassin de l'Yzeron (©M.Labbas) : (a) Amont du bassin, au niveau de la ville d'Yzeron dans les Monts du Lyonnais (juin 2012), (b) Cultures, vergers et retenue collinaire à Chatanay, au sud de Vaugneray (juil. 2013), (c) le Charbonnières (étiage, oct. 2011), (d) le Ratier (étiage, oct. 2011), (e) l'Yzeron à Craponne (sept. 2013), (f) l'Yzeron à Oullins (sept. 2013), juste avant la confluence avec le Rhône (©M.Labbas)

1997a; Radojevic, 2002; Breil *et al.*, 2010). Sur les fortes crues, l'influence de l'urbanisation est donc faible sinon modérée. En revanche, l'urbanisation a significativement modifié le régime des crues plus fréquentes, dont la période de retour est inférieure ou égale à 2 ans. Ces crues sont devenues plus courtes et plus intenses selon Radojevic *et al.* (2010).

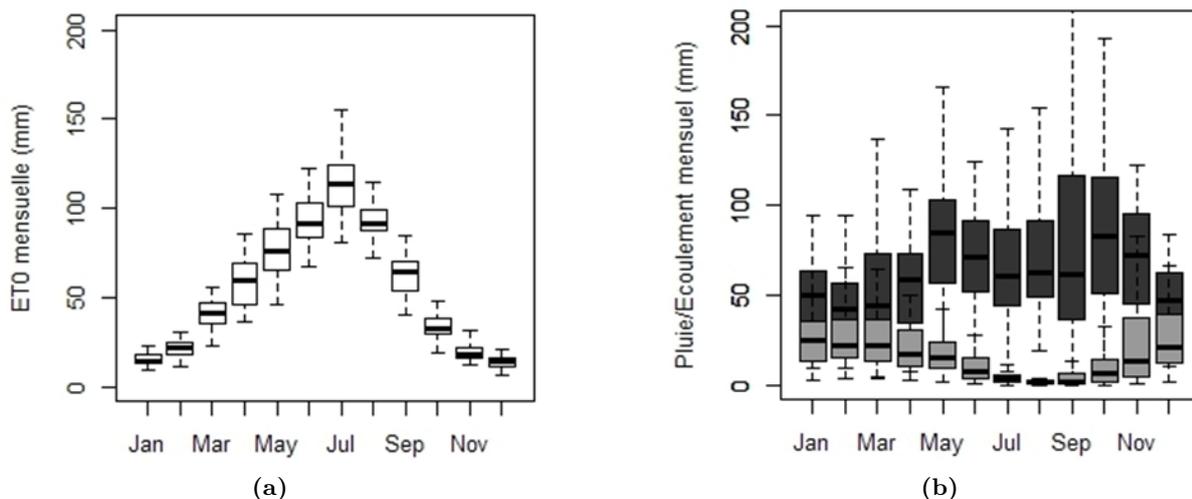


Figure 3.4 – Régime climatique et hydrologique de l'Yzeron (Source : [Kermadi et al., 2012](#)) : (a) Moyennes mensuelles interannuelles de l'évapotranspiration de référence (ET_{ref}), (b) Précipitations calculées à l'aide des données SAFRAN (1970 à 2010) en gris foncé et écoulements calculés à l'aide des données de la station de Craponne (1970-2010) en gris clair

L'urbanisation affecte également les étiages en accélérant le drainage des eaux de ruissellement et en évacuant une partie de ces eaux hors du bassin par les réseaux d'assainissement unitaires ([Breil et al., 2010](#)).

Pour lutter contre les phénomènes d'inondation et améliorer la qualité des eaux du bassin, le syndicat intercommunal SAGYRC¹ a porté le contrat de rivière Yzeron Vif entre 2002 et 2008. Ce contrat est le premier programme d'actions concerté d'aménagement et de gestion mis en œuvre sur le bassin versant. Son bilan a été réalisé fin 2010 et depuis, les actions engagées, notamment en termes de lutte contre les inondations, sont poursuivies. Pour faire face aux crues centennales, deux barrages avec retenue sèche sont prévus à Tassin-la-Demi-Lune en amont (11 de haut) et à Francheville en aval (23 m de haut), en complément de l'élargissement des cours d'eau en aval (enquête publique prévue pour 2015).

3.1.5. Gestion des eaux pluviales

L'ensemble des réseaux d'assainissement qui se trouve sur le bassin de l'Yzeron est présenté sur la Figure 3.5. Sur le bassin, la plupart des communes ont délégué la compétence assainissement à une structure intercommunale (Figure 3.6). Sur les 20 communes du bassin, 10 situées à l'est du territoire ont délégué leur compétence assainissement à la communauté urbaine de Lyon. Le Grand Lyon est responsable des missions de collecte et de traitement des eaux usées. Comme le réseau est principalement unitaire, il est de fait également en charge de la gestion des eaux pluviales qui transitent par le même réseau. Dans les années 1995, des dysfonctionnements sur le réseau entraînaient régulièrement la saturation des collecteurs en amont des stations d'épura-

1. Syndicat Aménagement Gestion Yzeron Ratier Charbonnière. Site web : <http://www.riviere-yzeron.fr/>

tion. Le Grand Lyon a donc décidé de mener une politique dynamique de diminution des apports en eaux pluviales dans le réseau d'assainissement. Ses recommandations actuelles vont dans le sens d'une mise en séparatif des réseaux ou d'une déconnexion des parcelles. Dans l'objectif de restaurer la qualité de la rivière et préserver ses usages, le Grand Lyon a également lancé un projet de restructuration du collecteur dit de l'Yzeron en 2006. Ce collecteur, construit dans les années 1960, est un collecteur unitaire qui longe la rive gauche du ruisseau de l'Yzeron et remonte le long du ruisseau du Charbonnières. Depuis de nombreuses années, ce collecteur présente des dysfonctionnements en termes de capacité hydraulique et de rejets de temps de pluie à la rivière par les déversoirs d'orage (les réseaux se mettent en charge pour des pluies de période de retour 1 à 2 ans). Les travaux vont permettre d'augmenter les capacités du collecteur en procédant à son doublement sur 5 km à l'aval du bassin (Oullins, Sainte-Foy-les-Lyon et Francheville). A l'amont, au niveau de La-Tour-de-Salvagny, Charbonnières-les-Bains et Tassin-la-Demi-Lune, le tuyau existant sera remplacé par un tuyau de diamètre plus important. Enfin, 4 bassins par filtres plantés de roseaux seront créés en sortie de déversoirs d'orage afin de traiter les eaux avant leur rejet dans le milieu naturel. Les travaux de doublement du collecteur ont d'ores et déjà été effectués sur Francheville et en partie sur Oullins et la reprise du tuyau existant a été réalisée à La Tour de Salvagny et à Charbonnières-les-Bains ¹. L'ensemble du collecteur de l'Yzeron devrait être restructuré d'ici l'été 2016. Un premier bassin par filtres a été installé à Marcy l'Etoile.

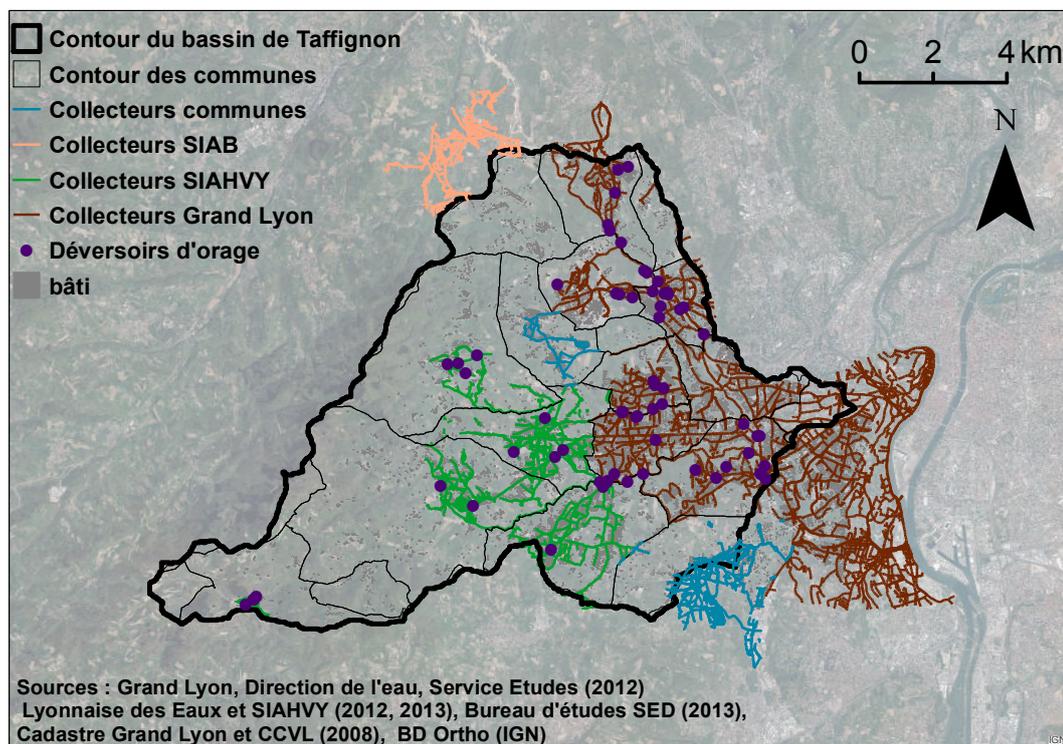


Figure 3.5 – Le réseau d'assainissement sur le bassin de l'Yzeron

1. <http://www.riviere-yzeron.fr/Rencontre-avec-Stephanie-Guillermard-et-Philippe-Jouffre.php>
(consulté le 13/08/2014)

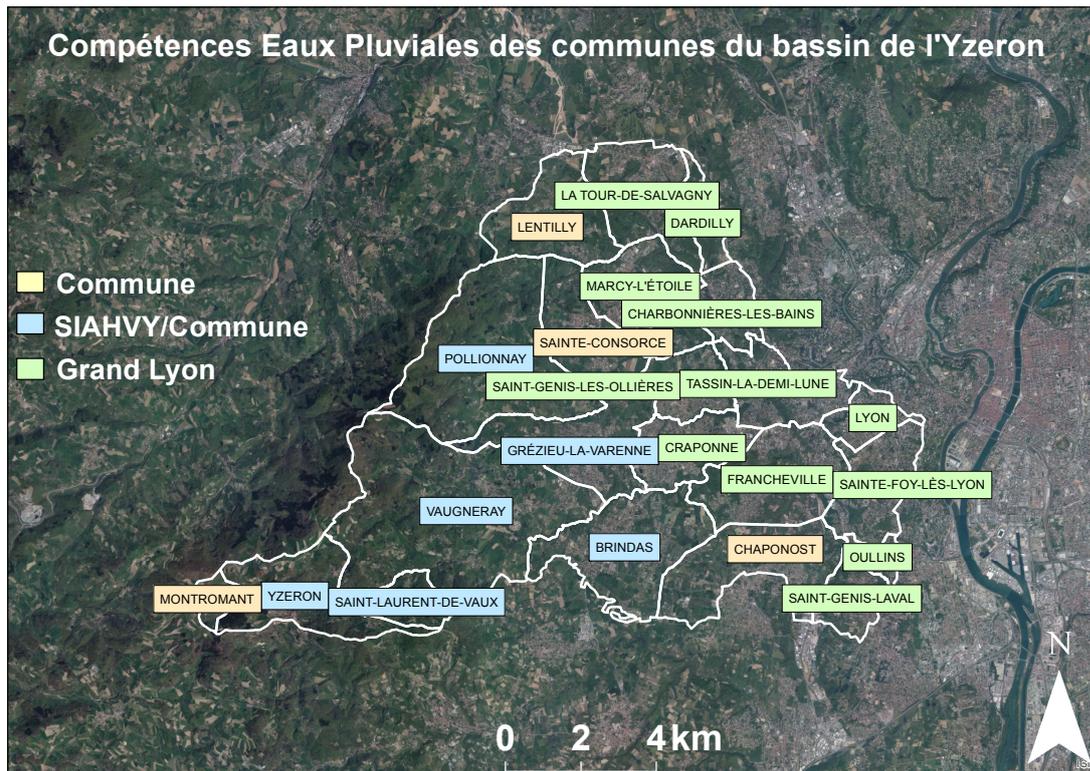


Figure 3.6 – Limites communales et compétences eaux pluviales

Plus à l'ouest, les communes de Brindas, Grézieu-la-Varenne, Vaugneray, Saint-Laurent-de-Vaux, Yzeron et Pollionnay ont délégué leurs compétences assainissement (collectif et non collectif) au syndicat intercommunal de la haute vallée de l'Yzeron (SIAHVY), créé en 1972. La Lyonnaise des Eaux assure l'entretien et la maintenance des installations par affermage. Mises à part les communes d'Yzeron et de Saint-Laurent de Vaux qui possèdent leurs propres stations d'épuration, les communes adhérentes au SIAHVY rejettent les eaux transitant par leurs réseaux unitaires ou usées dans le réseau principal du Grand Lyon. Celui-ci rejoint principalement la station de Pierre-Bénite qui rejette dans le Rhône, en dehors du bassin versant. Une petite partie rejoint la station de Limonest à l'est du bassin. Une convention établie entre le Grand Lyon et les communes fixe un débit maximum de rejet dans le collecteur principal (ex. Brindas : 110 L/s, Vaugneray : 90 L/s, Grézieu : 60 L/s). Au cours des deux dernières décennies, la politique de gestion des eaux pluviales du Grand Lyon a été reprise par ces communes pour diminuer la fréquence de saturation du réseau lors de fortes pluies. Ces villes possèdent également des réseaux et des fossés collectant uniquement les eaux pluviales. Ces réseaux sont généralement connectés aux cours d'eau voisins mais peuvent parfois être connectés au réseau d'assainissement (mauvais branchements ou mise au séparatif pas terminée). La commune de Sainte-Consorte est la seule commune entièrement sur le bassin qui gère en régie ses eaux pluviales. Son réseau, principalement unitaire, est connecté au réseau principal du Grand Lyon.

Les limites communales ne correspondant pas aux limites topographiques, des communes peuvent gérer un réseau d'assainissement à cheval sur le bassin de Taffignon et un autre bassin versant. C'est le cas de Lentilly et de Chaponost. Depuis 2010, Chaponost a délégué la gestion et l'entretien des réseaux communaux d'assainissement et d'eaux pluviales à la Lyonnaise des Eaux. Quant à la commune de Lentilly, elle a délégué sa compétence assainissement au Syndicat Intercommunal d'Assainissement du Buvet (SIAB) qui a lui-même délégué l'entretien des réseaux à la Lyonnaise des Eaux.

La compréhension du fonctionnement du réseau d'assainissement est d'autant plus complexe que ses dysfonctionnements sont nombreux et que l'historique des travaux est mal connu. Des mauvais branchements peuvent conduire à la connexion des réseaux d'eaux pluviales sur des réseaux unitaires (SIAHVY, 2006). A l'inverse, des eaux usées sont parfois rejetées dans le réseau d'eaux pluviales (branchements directs ou regards communs fonctionnant comme des DO). Enfin des eaux claires parasites permanentes, dues par exemple aux branchements de sources sur le réseau ou à des infiltrations de l'eau de nappe, peuvent transiter dans le réseau. En étudiant les débits nocturnes dans le grand collecteur, Breil *et al.* (2010) ont montré que de novembre 2002 à novembre 2003, 37% du débit du réseau était de l'eau claire parasite. Ce pourcentage est retrouvé par Braud *et al.* (2013a) dans le réseau de Grézieu sur la période 2001-2010. Ainsi, 20 % de l'écoulement naturel s'échapperait du cours d'eau du fait de la présence du réseau d'assainissement.

3.1.6. Instrumentation du bassin

Le bassin est instrumenté et étudié depuis de nombreuses années. Il fait partie de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine¹ (OTHU), mis en place en 1999 pour étudier les rejets urbains de temps de pluie. Dans le cadre du projet ANR AVuPUR, la volonté d'étudier le cycle hydrologique complet du bassin a permis d'élargir la gamme de données collectées (Braud *et al.*, 2010). L'objectif de ce projet était de produire des connaissances et des outils de simulation sur l'hydrologie des bassins périurbains. Des données climatiques, hydrologiques et géographiques ont été collectées et analysées. Les données cartographiques documentent le relief, la géologie, la pédologie, l'occupation et l'usage du sol et les réseaux (eaux usées, eaux pluviales, routes). Depuis la fin du projet, les données hydrologiques, climatiques et les données sur les réseaux d'assainissement ont été complétées et mises à jour.

3.2. DONNÉES CLIMATIQUES

3.2.1. Mesures pluviométriques ponctuelles

Plusieurs stations pluviométriques sont réparties sur le bassin de Taffignon (Figure 3.7), avec une durée d'observation allant de 2 à 25 ans. Les trois producteurs de données sont : le Grand Lyon, Irstea et Météo-France. Le Grand Lyon fournit les pluies au pas de temps de 6 min au niveau de trois stations depuis 1985 (Pressin, Les Battières, La Tour de Salvagny) et d'une station depuis 2002 (Sainte-Consoce). La station de Sainte-Consoce n'est pas considérée comme fiable

1. <http://www.graie.org/othu/>

par une analyse de Météo-France (Jallais, 2010) et ne sera pas utilisée par la suite. Kermadi et al. (2011) ont comparé les stations du Grand Lyon et d'Irstea et ont montré la cohérence des différentes sources de données.

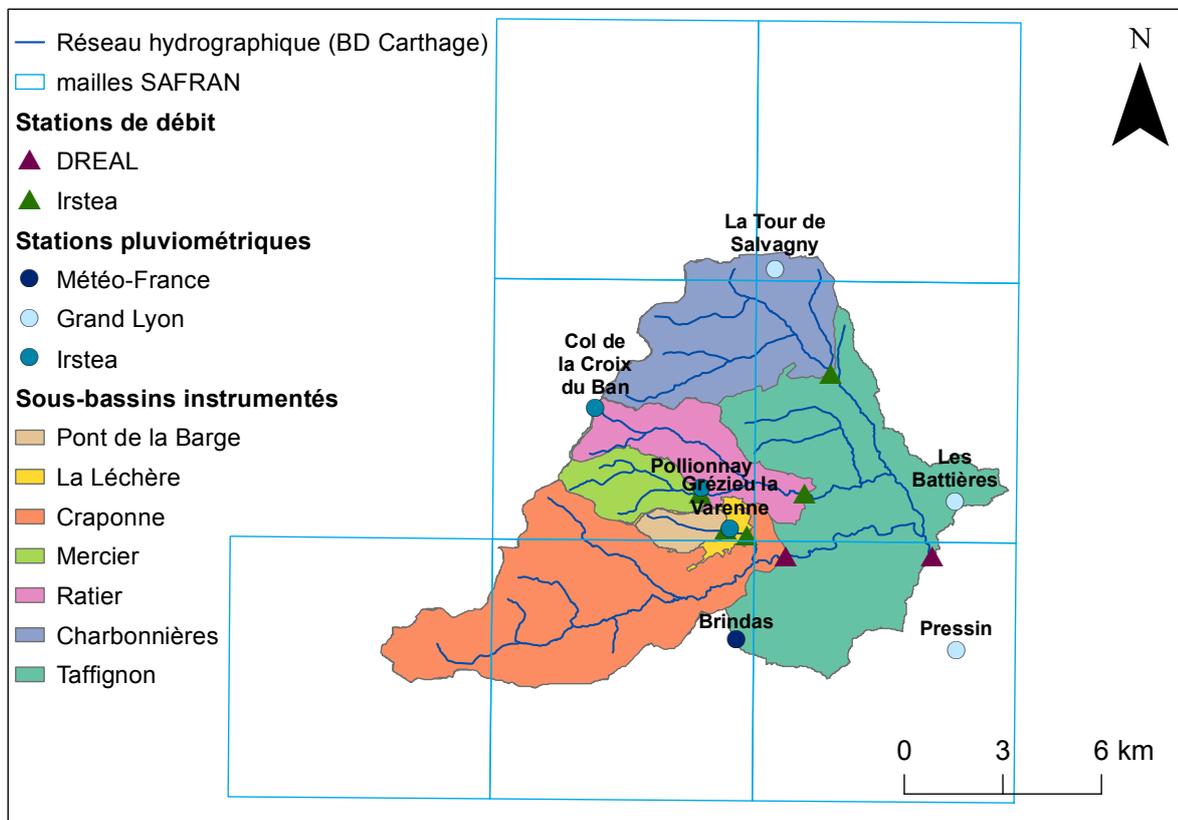


Figure 3.7 – Stations pluviométriques, débitmétriques, mailles SAFRAN et sous-bassins instrumentés du bassin de Taffignon

Les stations d'Irstea utilisées dans le cadre de la thèse collectent les données de pluie à pas de temps variable. Les données pluviométriques utilisées par la suite sont celles de Pollionnay et Grézieu (collectées depuis 1997) et le Col de la Croix du Ban (collectée depuis 2005). Il existe d'autres données mais elles n'ont pas été utilisées par la suite car les chroniques n'étaient pas suffisamment longues ou contenaient trop de données manquantes. C'est le cas de la station météorologique a été installée en avril 2008 à l'amont du bassin, à Montromant (lieu-dit Le Thiollet), près de la commune d'Yzeron à 900 m d'altitude. Les précipitations y sont mesurées mais des problèmes techniques ont empêché les mesures sur de longues périodes de la chronique. Les pluviomètres d'Irstea sont des systèmes à augets basculeurs. La plupart des stations sont télétransmises. Les données validées (Lagouy, 2012) ont été analysées et corrigées sur la période 1997-2007 (Braud, 2008), 2008 (Michel, 2009), 2009 (Chapuis, 2010) et 2010 (Braud *et al.*, 2013a). Les données de pluies journalières des pluviomètres ont été comparées aux données des annuaires de référence et des corrélations entre les données des différentes stations ont été calculées. Les périodes « douteuses » ont été identifiées pour que les valeurs correspondantes soient vérifiées, validées ou invalidées, et corrigées. Une reconstitution

des données a été effectuée en remplaçant les données manquantes par les valeurs d’une autre station si possible. Si les stations Irstea ont une lacune au même moment, la reconstitution des données est réalisée en utilisant la moyenne des données pluviométriques des stations du Grand Lyon. Aucun traitement de données autre que la validation effectuée par l’équipe Météologie n’a été réalisé sur la période 2011-2012.

Les données horaires d’une station pluviométrique de Météo-France présente sur le bassin de l’Yzeron à Brindas ont pu être récupérées pour la période 2004 à 2012 via le projet HyMeX¹. Les caractéristiques des stations pluviométriques sont recensées dans le Tableau 3.1. Les stations sont réparties de façon hétérogène sur le bassin. La station la plus haute se trouve au col de la Croix du Ban à 600 m d’altitude.

Tableau 3.1 – Caractéristiques des stations pluviométriques du bassin de Taffignon, utilisées dans le cadre de la thèse

	Gestionnaire	Début collecte	Altitude (m)
Pressin	Grand Lyon	1985	260
Les Battières	Grand Lyon	1985	270
La Tour de Salvagny	Grand Lyon	1985	340
Pollionnay	Irstea	1997	335
Grézieu	Irstea	1997	320
Col de la Croix du Ban	Irstea	2005	602
Brindas	Météo-France	2004	320

3.2.2. Données climatiques SAFRAN

3.2.2.a. Présentation de SAFRAN

SAFRAN (Système d’Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige) est un système automatique d’assimilation et d’analyse à mésoéchelle d’observations atmosphériques et de données d’analyse de modèles météorologiques (Durand *et al.*, 1993). Il calcule, au pas de temps journalier, la température à 2 mètres, l’humidité relative à 2 mètres, la vitesse du vent, les rayonnements atmosphérique et solaire incident (direct et diffus), la quantité et la phase des précipitations et la nébulosité totale intégrée sur des zones considérées comme homogènes du point de vue météorologique. Au sein de ces zones, les variables météorologiques dépendent uniquement de l’altitude et de l’orientation. L’ensemble des variables réanalysées par SAFRAN a été interpolé au pas de temps horaire et sur une grille de $8 \times 8 \text{ km}^2$, pour la France entière (Vidal *et al.*, 2010). Des compléments sur cette réanalyse sont proposés en annexe C. Selon Vidal *et al.* (2010), l’analyse est pertinente au pas de temps de 12 heures pour les précipitations mais pas en deçà.

1. Le projet HyMeX (Hydrological cycle in Mediterranean Experiment, 2010-2020) a pour objectif d’améliorer la compréhension et la quantification du cycle hydrologique et des processus qui y sont liés, en Méditerranée, en particulier pour des événements de pluies intenses. Site web : <http://www.hymex.org>

3.2.2.b. Évapotranspiration de référence

Les variables météorologiques de température de l'air ($^{\circ}\text{C}$), vitesse du vent (m s^{-1}), rayonnement solaire et infrarouge incident (W m^2) et humidité spécifique (kg kg^{-1}) fournies par SAFRAN permettent de calculer une évapotranspiration de référence.

Vannier et Braud (2012) ont comparé différentes méthodes de calcul de l' ET_{ref} , qui se basent sur les formules de Penman calibrée (méthode Météo-France) et Penman-Monteith ajustée (méthode FAO). Ces méthodes donnent toutes des résultats cohérents avec les observations de la climathèque de Météo-France. La méthode FAO est celle préconisée pour le calcul de l' ET_{ref} (Allen *et al.*, 1998). Largement adoptée par les agronomes, elle a été utilisée pour calculer l' ET_{ref} du bassin de l'Yzeron selon la méthodologie décrite par Tilmant (2012).

La formule de Penman-Monteith, ajustée pour prendre en compte le flux de chaleur dans le sol, définit l' ET_{ref} (mm j^{-1}) selon l'équation suivante :

$$ET_{ref} = \frac{\Delta(R_n - G) + \frac{\rho \cdot C_p \cdot \delta e}{r_a}}{\lambda[\Delta + \gamma(1 + \frac{r_s}{r_a})]} \quad (3.1)$$

avec :

- Δ la pente de la courbe de pression de vapeur à la température moyenne de l'air (kPa K^{-1}),
- R_n le rayonnement net (W m^2), c'est-à-dire la différence entre les rayonnements solaire et terrestre dirigés vers la Terre et l'atmosphère : $R_n = R_g(1 - \alpha) + \epsilon R_a - \epsilon \sigma T_s^4$ avec R_s le rayonnement solaire direct et diffus et R_a le rayonnement atmosphérique incident ; α l'albedo, ϵ l'émissivité et $R_t = \epsilon \sigma T_s^4$ le rayonnement terrestre (loi de Stefan),
- G le flux de chaleur du sol (W m^2),
- ρ la masse volumique de l'air à pression constante (kg m^{-3}),
- C_p la capacité thermique de l'air humide à pression constante ($\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$),
- $\delta e = e_s - e_e$ avec e_s la pression de vapeur saturante et e_e la pression de vapeur de l'air (kPa),
- λ la chaleur latente de vaporisation de l'eau (J kg^{-1}),
- γ la constante psychométrique (kPa K^{-1}),
- r_s la résistance de surface des végétaux (s m^{-1}),
- r_a la résistance aérodynamique (s m^{-1}).

Les valeurs de l'albedo, de l'émissivité et de la résistance de surface utilisées sont celles proposées par la FAO : $\alpha = 0,25$, $\epsilon = 1$, $r_s = 70 \text{ s m}^{-1}$. L' ET_{ref} est calculée au pas de temps horaire sur les sept mailles SAFRAN qui recourent le bassin de Taffignon (Figure 3.7). Le calcul fournissant des valeurs d' ET_{ref} très proches d'une maille à l'autre, une ET_{ref} uniforme est calculée pour l'ensemble du bassin en moyennant les ET_{ref} de chaque maille, pondérées par la surface du bassin qui recoupe chacune de ces mailles.

3.2.2.c. Précipitations

Les précipitations utilisées sont les précipitations horaires totales (pluie et neige). Les principales limites de cette analyse résident dans l'interpolation horaire des précipitations et dans le peu d'observations disponibles dans les zones de haute montagne où les précipitations solides sont sous-estimées. [Gottardi \(2009\)](#) a montré que ce problème de sous-estimation concerne l'ensemble des massifs français.

3.2.3. Précipitations DuO

L'interpolation horaire des précipitations SAFRAN pose problème, notamment dans les zones de montagne où il y a peu d'observations disponibles et où les précipitations solides sont sous-estimées. Un nouveau système d'analyse appelé SPAZM¹ a donc été développé par EDF-DTG et le LTHE afin de corriger le déficit de précipitations observées en zone montagneuse ([Gottardi et al., 2012](#)). SPAZM produit au pas de temps journalier et sur une grille kilométrique des estimations de précipitations et températures. Les précipitations SPAZM n'étant pas disponibles au pas de temps horaire, les précipitations estimées avec la méthode DuO² ont été utilisées. Cette méthode consiste à reconstruire des données de température et de précipitations au pas de temps horaire à une résolution kilométrique ([Magand et al., 2014](#); [Magand, 2014](#)). Pour les précipitations, la reconstruction se base sur les cumuls mensuels issus du système SPAZM et sur le signal horaire SAFRAN. Des compléments sur DuO sont apportés en annexe C.

Les pluies horaires corrigées sont calculées selon l'équation suivante :

$$P(x_{sp}, y_{sp}, h) = P_{SAF}(x_{sa}, y_{sa}, h) \cdot \frac{\sum_{j=1}^{Nd} P_{SPAZM}(x_{sp}, y_{sp}, j)}{\sum_{j=1}^{Nh} P_{SAF}(x_{sa}, y_{sa}, j)} \quad (3.2)$$

avec (x_{sp}, y_{sp}) les coordonnées de la maille SPAZM (résolution 1x1 km²), (x_{sa}, y_{sa}) les coordonnées de la maille SAFRAN (résolution 8x8 km²), P les précipitations corrigées horaires (mm h⁻¹), P_{SAF} les précipitations SAFRAN horaires (mm h⁻¹), P_{SPAZM} les précipitations SPAZM journalières (mm j⁻¹), Nd et Nh respectivement le nombre de jours et d'heures dans le mois considéré.

3.2.4. Pluies reconstituées avec le générateur SAMPO

Nous avons également utilisé un jeu de cinquante simulations de pluie générées sur le bassin de l'Yzeron, sur la période 1985-2012. Ces pluies sont construites à partir de champs de pluies passées qui respectent les valeurs observées disponibles (données d'observation ponctuelles) et la variabilité attribuée aux pluies réelles. Les champs de pluie ont été générés par Etienne Leblois à partir du générateur de pluie SAMPO³ ([Ramos, 2002](#); [Lepioufle, 2009](#); [Renard et al., 2011](#); [Leblois et Creutin, 2013](#)). Les simulations, initialement à une résolution de 250x250 m, ont été agrégées spatialement pour avoir une valeur par chaque HRU délimitée dans le cadre

1. SPAtialisation en Zones de Montagne

2. Durance météo

3. Simulation of Advected Mesoscale Precipitations and their Occurence

de la modélisation (voir chapitre 4). Une méthodologie permettant de valider les données a été développée par [Chen \(2014\)](#) mais n'a pas pu être utilisée dans le cadre de ce travail. Des compléments sur les pluies SAMPO sont apportés en annexe C.

3.3. DONNÉES HYDROLOGIQUES

3.3.1. Dans le milieu naturel

Sept stations à l'exutoire de sous-bassins, allant de 2 à 127,5 km² (Figures 3.7 et 3.8), mesurent des hauteurs d'eau en continu. Certains de ces sous-bassins sont emboîtés et se différencient par leur occupation du sol à prédominance rurale ou urbaine. Ces données sont validées par les fournisseurs (DREAL et Irstea) puis converties en débits au moyen d'une loi de transformation hauteur-débit (loi $Q(h)$), dite courbe de tarage. Cette courbe de tarage est construite à partir de mesures ponctuelles appelées jaugeages. Elle dépend de la configuration géométrique et de l'hydraulique du tronçon de rivière autour de la station. En dehors des gammes jaugées, les courbes de tarage sont extrapolées ce qui conduit à d'importantes incertitudes.

La DREAL Rhône-Alpes gère deux stations hydrométriques sur le cours d'eau de l'Yzeron. Les données, mesurées à pas de temps variable, sont téléchargeables sur la Banque Hydro¹. La station de Craponne, suivie depuis 1969, draine une surface de 48 km² et la station de Taffignon à Francheville, suivie depuis 1988, draine une surface de 127 km². Cette station définit l'exutoire du bassin de Taffignon qui sera le bassin étudié par la suite. Les données (basses, moyennes et hautes eaux) sont jugées de bonne qualité par le producteur des données. Le nombre de chiffres significatifs des données de débit est de $10^{-2} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour ces deux stations.

Cinq stations sont suivies par Irstea : le Mercier à Pollionnay depuis 1997, la Chaudanne au Pont de la Barge (Amont DO) depuis 1997 et à La Léchère depuis 2005, le Charbonnières à Charbonnières depuis 2009 et le Ratier à Saint-Genis-les-Ollières depuis 2010. Les données sont disponibles au pas de temps variable sur la base de données BDOH² d'Irstea. Le nombre de chiffres significatifs des données de débit est de $10^{-5} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

La station du Mercier est située sur une section bétonnée du cours d'eau, large de plus de 3 m (Figure 3.8e). Avant les travaux effectués en 2013, son dimensionnement n'était pas adapté à la mesure précise des bas débits. Sa largeur induisait des tirants d'eau très faibles, moins de 10 cm en fonctionnement courant ([Branger, 2008](#)), et le passage de vaches dans le cours d'eau n'améliorait pas la mesure. La station de Pont de la Barge est située sur une section bétonnée de la Chaudanne dont la géométrie compliquée ne facilite pas la détermination de la courbe de tarage. [Branger \(2008\)](#) souligne que la résolution $\Delta h/\Delta Q$ est insuffisante pour que les débits courants soient mesurés précisément (entre 0 et 100 L/s, $\Delta h = 6 \text{ cm}$). De plus, l'arrière du seuil s'ensable ce qui limite la validité de la loi d'ouvrage. A la station de

1. <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

2. <https://bdoh.irstea.fr/YZERON/>

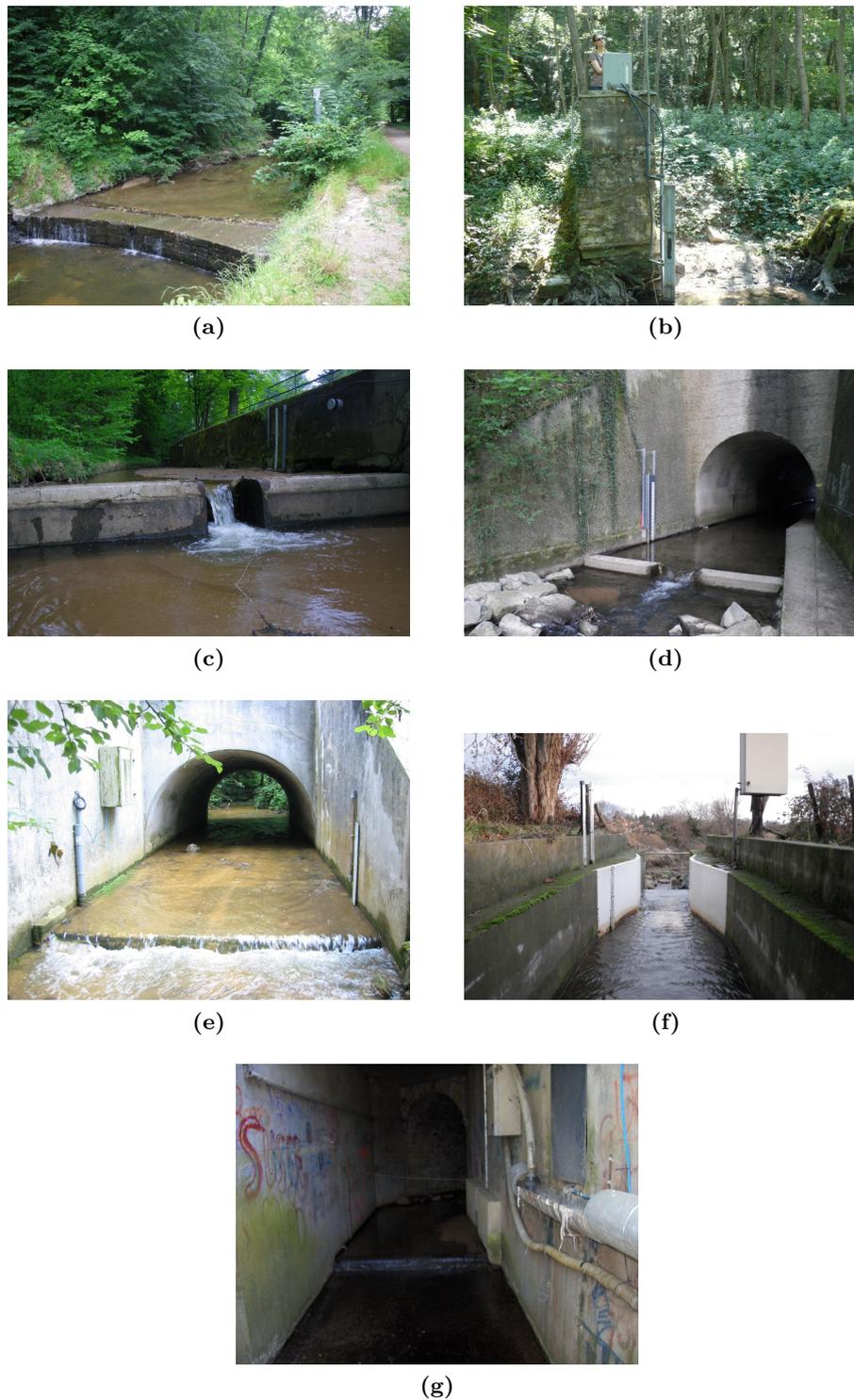


Figure 3.8 – Photos des stations débitmétriques de l’Yzeron (©M. Labbas et équipe Métrologie, Irstea) : (a) l’Yzeron à Taffignon (Francheville), (b) l’Yzeron à Craponne, (c) le Charbonnières à Charbonnières, (d) le Ratier à Saint-Genis-les-Ollières, (e) le Mercier à Pollionnay avant les travaux de 2013, (f) la Chaudanne à La Léchère, (g) la Chaudanne au Pont de la Barge (la station se situe en amont d’un déversoir d’orage instrumenté par Irstea, visible sur le mur à droite)

la Léchère, un canal jaugeur Parshall calibré en usine a été installé en 1999. Avant 2005, les données ne sont pas utilisables car la station ne fonctionnait pas selon les conditions requises par le constructeur (présence d'un bouchon sableux à l'aval). La précision à bas débit n'est pas idéale mais meilleure que les autres stations (entre 0 et 100 L/s, $\Delta h = 13$ cm). Lors d'épisodes très importants, le canal peut être submergé ce qui fausse les mesures. La station de Charbonnières est caractérisée par la présence d'un seuil rectangulaire avec un déversoir triangulaire à lame fine en son milieu qui permet de mesurer plus précisément les bas débits. Cette station est à améliorer à cause d'un problème d'étanchéité (légère fuite au niveau de déversoir) et la courbe de tarage doit être complétée pour les débits faibles et forts (Lagouy, 2012). La station du Ratier, construite en novembre 2010, est la station la plus récente du bassin. Elle se situe à la sortie d'un tunnel et est constituée d'un seuil rectangulaire avec un seuil triangulaire au centre. La courbe de tarage est à compléter et de nombreuses lacunes ont été relevées : 10 semaines en 2011 et 14 semaines en 2012 (Lagouy, 2012). La station de Craponne est la plus ancienne, elle est constituée d'un seuil en béton en mauvais état. La station de Taffignon est la station exutoire dans cette étude. Elle est caractérisée par un seuil rectangulaire.

Horner (2014) a appliqué la méthode BaRatin (BAYesian RATINg curve, Branger *et al.*, 2012; Le Coz *et al.*, 2013, 2014) sur toutes les stations du bassin de l'Yzeron afin d'estimer des courbes de tarage, de calculer les incertitudes associées et de propager cette incertitude dans les hydrogrammes à différents pas de temps. Des exemples de courbes de tarage avec leur enveloppe d'incertitude sont présentées sur la Figure 3.9. Par exemple, pour la station du Ratier, le nombre important de jaugeage (37) diminue l'incertitude de la courbe de tarage. Pour la station du Mercier, l'enveloppe d'incertitude est importante, notamment du fait du faible nombre de jaugeages (5 avant travaux). Les résultats d'incertitude sur les séries temporelles de débit ont été obtenus récemment (fin août 2014) et ne sont pas encore utilisables tels quels. Ils montrent néanmoins l'importance des incertitudes qui existent sur les données qui seront utilisées par la suite dans le cadre de l'évaluation du modèle J2000P.

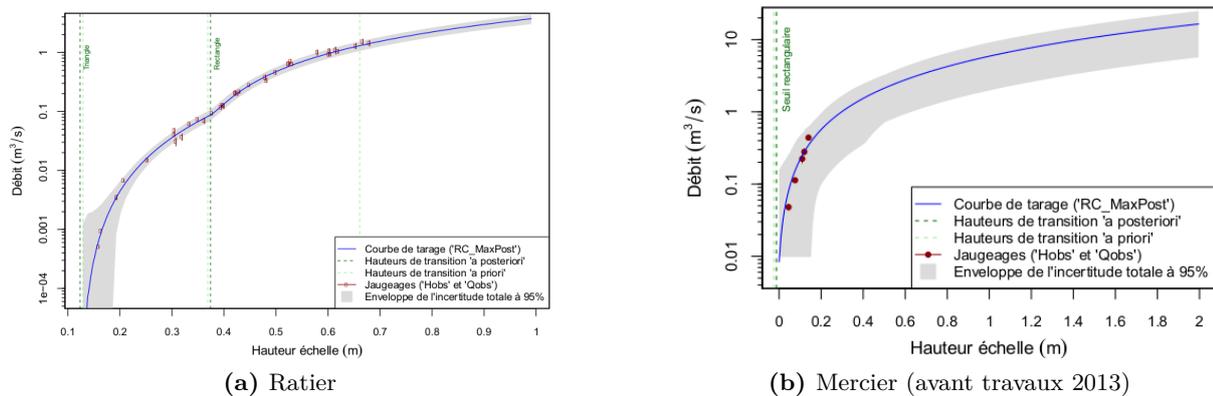


Figure 3.9 – Courbes de tarage et enveloppe d'incertitude à 95 % des stations débitmétriques sur l'Yzeron (Source : Horner, 2014)

Les caractéristiques de l'ensemble des stations sont récapitulées dans le Tableau 3.2. Il est intéressant de noter que selon les données et outils utilisés, les surfaces des sous-bassins diffèrent. Nous en avons un exemple flagrant avec le bassin de Taffignon pour lequel 2 études effectuées par Braud *et al.* (2013a) et Branger *et al.* (2013) et les calculs effectués au §3.4.1 montrent des résultats différents. Les surfaces fournies par Braud *et al.* (2013a) se basent sur le MNT et les travaux de Jankowfsky (2011). Dans Branger *et al.* (2013) et au §3.4.1, les surfaces mentionnées sont celles issues d'une discrétisation de l'espace effectuée pour les besoins de la modélisation.

Tableau 3.2 – Caractéristiques des stations instrumentées sur le bassin de l'Yzeron. Les surfaces drainées mentionnées sont issues des travaux de : Braud *et al.* (2013a)/Branger *et al.* (2013)/§3.4.1. (*) D'après Jankowfsky (2011), la surface de drainage du bassin de la Léchère est de 2,9 km² par temps sec et lors d'événements pluvieux, la surface de drainage peut atteindre 4,1 km² lorsque les DO déversent dans la rivière.

Station	Rivière	Gestionnaire	Surface drainée (km ²)	Disponibilité des données
Taffignon (Francheville)	Yzeron	DREAL	129 / 124,4 / 127,5	16/09/1988 - auj.
Craponne	Yzeron	DREAL	48,0 / 40,9 / 45,5	27/10/1969 - auj.
Charbonnières	Charbonnières	Irstea	- / 22,9 / 23,4	02/03/2009 - auj.
Ratier	Ratier	Irstea	- / 18,9 / 18,9	05/11/2010 - auj.
Mercier (Polliomnay)	Mercier	Irstea	6,77 / 7,8 / 6,87	14/01/1997 - auj.
La Léchère	Chaudanne	Irstea	2,9-4,1*/ 4,3 / 3,23	01/01/2005 - auj.
Pont de la Barge	Chaudanne	Irstea	2,19 / - / 2,67	21/06/1997-24/07/2001 01/01/2005-auj.
DO	Chaudanne	Irstea	≈ 0,16 / - / -	26/06/2001 - auj.
Réseau	Chaudanne	Irstea	≈ 0,16 / - / -	15/11/2000 - auj.

3.3.2. En milieu urbain

3.3.2.a. Mesures de terrain

Un DO a été instrumenté par Irstea et 5 DO par le SIAHVY (Figure 3.10).

Irstea suit le débit en sortie du DO6 depuis 2001 à pas de temps variable (Tableau 3.2). Ce DO déverse le surplus du réseau d'assainissement dans la Chaudanne entre la station débitmétrique de Pont de la Barge à Grézieu et la station débitmétrique de La Léchère (Figure 3.11).

Sur le territoire du SIAHVY, suite aux conclusions du Schéma Directeur Intercommunal d'Assainissement, réalisé entre 2003 et 2005 (SIAHVY, 2006), 4 DO sont concernés par l'obligation d'autosurveillance¹ : DO7, DO10 (surverse du bassin de rétention de Grézieu), DO11, DO13 (SIAHVY, 2011). Depuis mi-2010, ces 4 DO et une seconde surverse de bassin d'orage en aval du DO5 font l'objet d'une surveillance (volume uniquement) et d'une télégestion par la Lyonnaise des Eaux (Figure 3.10).

1. « Les déversoirs d'orage et dérivations éventuelles situés sur un tronçon destiné à collecter une charge brute de pollution organique par temps sec supérieure à 120 kg/j de DBO5 et inférieure ou égale à 600 kg/j de DBO5 font l'objet d'une surveillance permettant d'estimer les périodes de déversement et les débits rejetés. » (Article 18 de l'arrêté du 22 juin 2007).

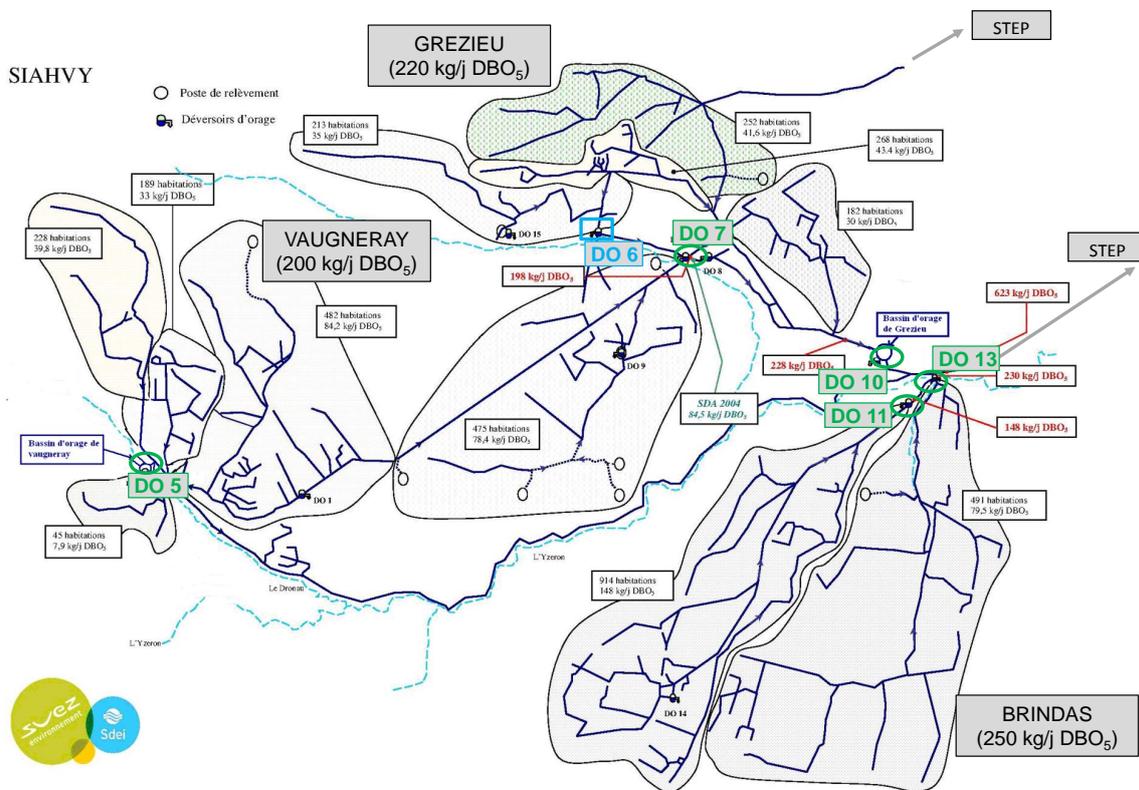


Figure 3.10 – Schéma du réseau d’auto-surveillance de Grézieu, Brindas et Vaugneray (adapté de SIAHVY (2011)) ; En vert, les DO surveillés par le SIAHVY, en bleu le DO instrumenté par Irstea

3.3.2.b. Résultats de modélisation

Les résultats de modélisation du modèle hydraulique événementiel CANOE (INSAVALOR et SOGREA, 1997, voir chapitre 1) sont également disponibles. Le modèle CANOE est utilisé par le Grand Lyon pour modéliser son réseau d’assainissement et identifier les DO représentant 70 % des volumes de déversements. Ces DO devront ensuite être instrumentés dans le cadre de l’auto-surveillance des réseaux d’assainissement (articles n° 4 et 5 de l’annexe II de l’arrêté du 22 décembre 1994). CANOE s’appuie sur un découpage de l’espace en sous-bassins ruraux et urbains (environ 150, voir Figure 3.12). Le réseau modélisé est constitué du réseau hydrographique naturel, du réseau structurant d’assainissement et des DO (une cinquantaine sur le bassin de l’Yzeron). Chaque sous-bassin a pour exutoire soit une rivière soit un réseau, ce qui explique que les sous-bassins peuvent se superposer.

Le modèle simule en continu, sur une chronique de pluie, l’hydrologie et l’hydraulique du bassin. Chaque année, la pluie écoulée est calculée et un certain nombre d’événements pluvieux est identifié pour pouvoir simuler avec le modèle le volume déversé par chaque DO. Les DO sont ensuite classés en fonction de leur pourcentage de rejet par rapport au rejet total. Les résultats

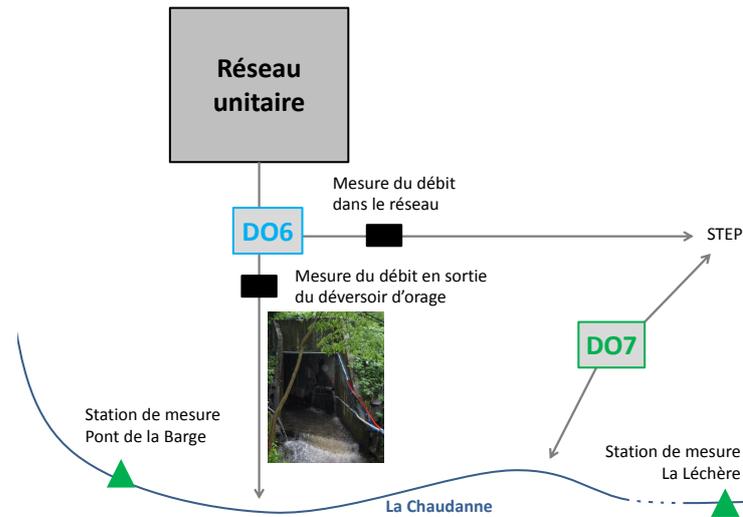


Figure 3.11 – Emplacement du déversoir d’orage instrumenté par Irstea et stations de mesure du débit

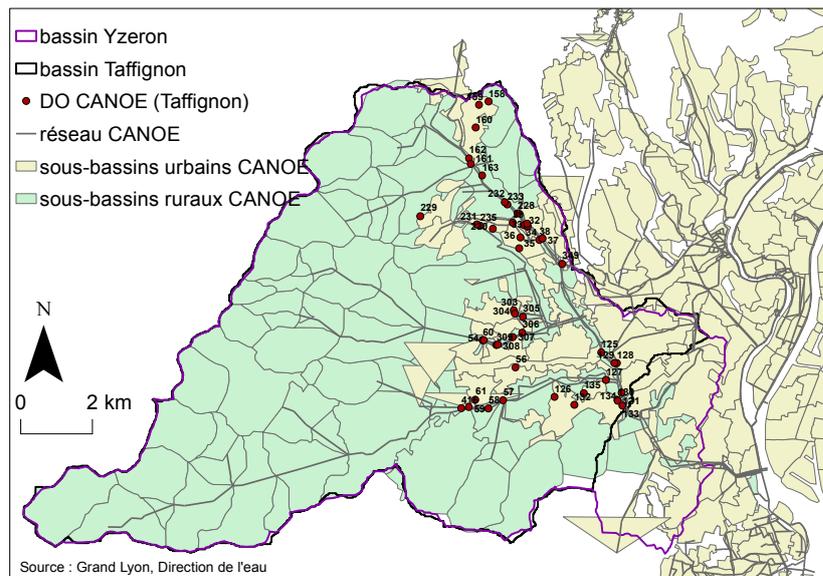


Figure 3.12 – Données de CANOE : réseaux hydrographique et d’assainissement, DO et sous-bassins

de simulation, récupérés auprès du Grand Lyon, couvrent la période 2008 à 2013 et concernent les volumes annuels déversés par chaque DO. Ce modèle, une fois calé, représente correctement les interactions entre les écoulements très rapides dans le réseau d’assainissement et en sortie de DO des bassins urbanisés et le ruissellement plus lent des bassins ruraux (Braud *et al.*, 2011). Sa faiblesse tient de la représentation très simplifiée des écoulements souterrains retardés ou permanents. Ces écoulements sont pris en compte dans le modèle via des apports corrélés au cumul de pluie ou à la saison.

3.4. DONNÉES GÉOGRAPHIQUES

3.4.1. Topographie

Le MNT utilisé est celui de la BD TOPO® de l'IGN à la résolution de 25 m (Figure 3.13). Le bassin est caractérisé par des pentes fortes ; 50 % de sa surface est situé sur des pentes supérieures à 10 % (Gnouma, 2006). Les surfaces topographiques des sous-bassins instrumentés, calculées à partir de la boîte à outils ArcHydroTools d'ArcGIS, sont 127,5 km² (Taffignon), 45,5 km² (Craponne), 23,4 km² (Charbonnières), 18,9 km² (Ratier), 6,87 km² (Mercier), 3,23 km² (La Léchère), 2,67 km² (Pont de la Barge). Ces estimations sont plus ou moins différentes de celles calculées par Braud *et al.* (2013a) et Branger *et al.* (2013) (voir Tableau 3.2).

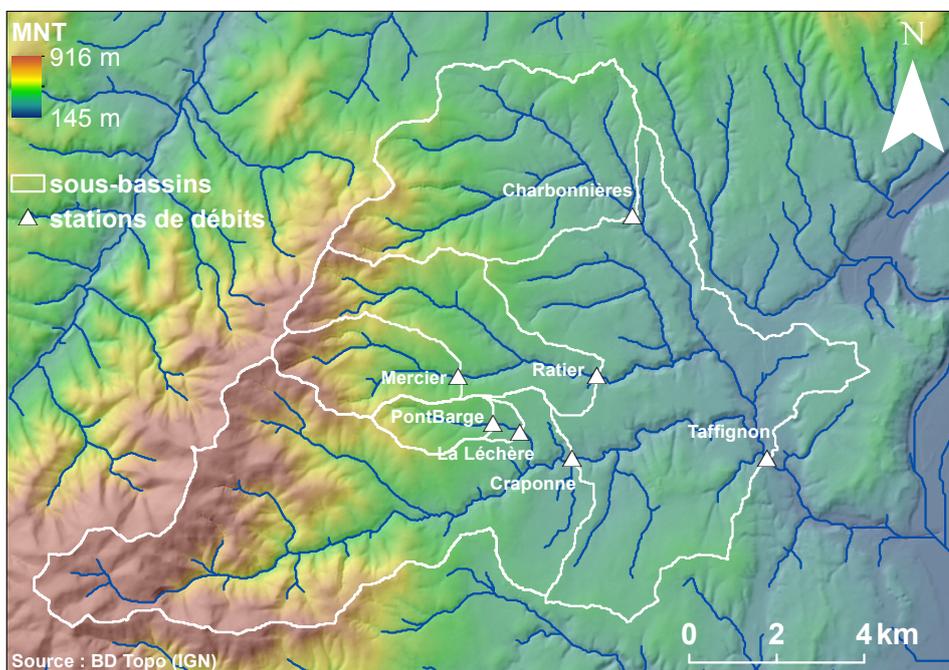


Figure 3.13 – Modèle numérique de terrain à 25 m (BD TOPO®, IGN)

3.4.2. Occupation et usage du sol

3.4.2.a. Distinction entre occupation et usage du sol

L'occupation ou couverture du sol (*land cover*) fait référence aux propriétés physiques de la surface du sol : forêt, prairie, terres cultivables, zones humides, bâti, etc. Cette notion est souvent confondue avec celle d'usage ou d'utilisation du sol (*land use*) qui caractérise les fonctions économiques et sociales de l'occupation du sol : zone forestière ou zone d'abattage des arbres, zone d'élevage, zone agricole, parc naturel, ville ou zone urbaine (Turner *et al.*, 1995). L'occupation du sol et l'usage du sol sont étroitement liés : l'occupation du sol conduit à un certain usage de celui-ci et la conversion de l'usage d'un sol en un autre usage engendre des modifications

de l'occupation du sol. Cette conversion est souvent la cause de l'artificialisation des surfaces, qui correspond à la perturbation anthropique du paysage naturel, comme le remplacement des surfaces végétales par des surfaces imperméables (Shuster *et al.*, 2005). Dans le cadre de la thèse, cette distinction entre usage et occupation du sol est importante. La donnée d'occupation du sol, qui renseigne sur le pourcentage de surfaces imperméables, permet de faire une estimation des coefficients de ruissellement sur le bassin. L'usage du sol permet de faire des estimations des taux de connexion des zones imperméables au réseau d'assainissement via des hypothèses sur la gestion des eaux pluviales de chaque usage.

3.4.2.b. Occupation du sol

Plusieurs sources indépendantes permettent de cartographier les données d'**occupation du sol** de 2008 : des images photo-aériennes de la BD-Ortho de l'IGN à la résolution 0,50 m, des images satellites Quickbird de résolution 2,44 m et des images satellites Spot 5 de résolution 2,50 m. Ces données ont été acquises et traitées lors du projet AVuPUR, en collaboration avec l'UMR Environnement Villes Sociétés (EVS) de l'Université de Saint-Étienne et de Lyon (Braud *et al.*, 2010; Kermadi *et al.*, 2012; Jacqueminet *et al.*, 2013). Elles sont présentées plus en détail dans l'annexe D. Pour tirer le meilleur parti de toute l'information disponible, une carte de synthèse a été réalisée en combinant les informations des trois cartographies de l'occupation du sol mentionnées au-dessus selon la méthodologie décrite par Jacqueminet *et al.* (2013). La combinaison a été effectuée à la résolution de l'image la plus grossière (SPOT 5), soit 2,50 m (Figure 3.14). Le recoupement des trois cartographies avec les données du RPG (Regroupement Parcellaire Graphique) de 2008 et le calendrier culturel du bassin de l'Yzeron (Cottet, 2005) a permis d'améliorer la classification de la carte de synthèse en distinguant les cultures et sols nus permanents des cultures non permanentes. En regroupant certaines classes entre elles, l'occupation du sol de la carte de synthèse sur l'ensemble du bassin de l'Yzeron est constituée de 34,35 % de forêts, 46 % de prairies et sols nus et 19,6 % de bâtis et routes. Les pourcentages de chaque type d'occupation du sol dans chaque sous-bassin sont récapitulés dans le Tableau 3.3.

Tableau 3.3 – Pourcentage de chaque type d'occupation du sol dans chaque sous-bassin

	Taffignon	Craponne	Charbonnières	Ratier	Mercier	Léchère	Pont de la Barge
Végétation basse	46,09	48,08	44,65	52,56	51,94	64,50	68,18
Culture en rang	0,52	0,65	0,11	0,68	0,34	0,91	1,10
Forêt de conifères	1,93	3,53	0,85	2,07	4,08	0,71	0,78
Forêt de feuillus	33,53	35,31	41,33	34,06	36,99	12,37	12,50
Sol nu	1,51	1,24	1,31	1,39	1,11	1,39	1,32
Bâti	8,50	5,94	5,64	4,91	2,55	10,65	8,65
Route	7,70	5,09	5,75	4,20	2,80	9,24	7,20
Eau	0,15	0,12	0,30	0,11	0,16	0,17	0,20

3.4.2.c. Usage du sol

Les cartographies des **usages du sol** utilisées dans le cadre de la thèse sont celles des années 1970, 1990 et 2008. Ces cartes ont été réalisées par deux équipes du laboratoire EVS - CNRS UMR 5600, par digitalisation manuelle de photographies aériennes de l'IGN et par

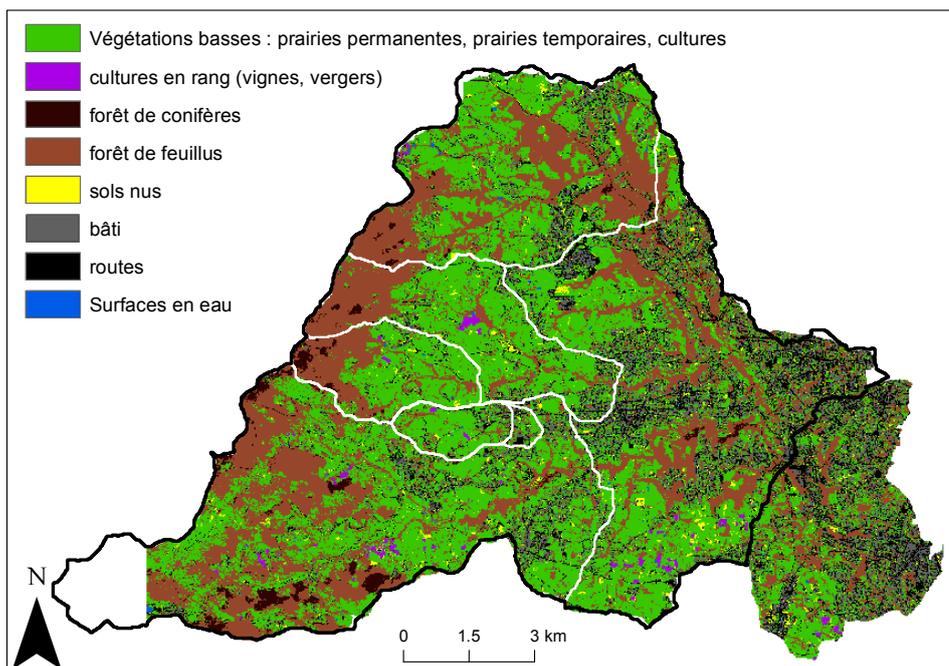


Figure 3.14 – Carte de synthèse de l’occupation du sol 2008, résultant de la combinaison d’images photos aériennes et satellites (Jacqueminet *et al.*, 2013). En blanc, le contour des différents sous-bassins, en noir, le contour du bassin de l’Yzeron.

photo-interprétation rétroactive (Braud *et al.*, 2011). Les cartes d’usage de 1990 et 2008 ont fait l’objet de vérifications et de corrections à partir de Street View (photographies datant de 2008) lors du projet AVuPUR. La typologie détaillée et le pourcentage de chaque type sur le bassin de l’Yzeron en 1970, 1990 et 2008 sont décrits dans le Tableau 3.4. Les cartes sont présentées sur la Figure 3.15. Dans le type urbain, le pourcentage d’habitat individuel de type pavillonnaire a doublé entre 1970 et 2008 au détriment des zones agricoles dont une petite partie a également été reboisée. Certaines grandes propriétés ont disparu et de nouvelles zones économiques et industrielles se sont développées.

Au cours de la thèse, trois classes ont été vérifiées et corrigées de façon exhaustive par Clément Dodane dans le cadre du projet ROSENHY (Chancibault et Rodriguez, 2014) : zone économique, équipement, exploitation agricole. Les corps de ferme anciens sont souvent insérés dans le tissu urbain et n’ont plus d’usage agricole. Le bâti correspondant a été rénové pour l’habitat (codage habitat individuel). Seuls les ensembles bâtiment agricole et/ou habitations avec signe manifeste d’usage agricole ont été conservés en tant qu’exploitation agricole. Cela inclut également les pépinières et les centres équestres/haras. Les zones économiques sont principalement de deux types : les zones d’activités industrielles et commerciales et les zones d’activités tertiaires. Les secondes se distinguent des premières car la proportion des espaces non urbanisés y est supérieure.

Tableau 3.4 – Importance surfacique des différents types d'utilisation du sol dans le bassin de l'Yzeron en 1970, 1990 et 2008, en pourcentage de la surface totale du bassin

	Typologie détaillée	1970	1990	2008
Urbain	Centre ancien	0,8	0,9	0,9
	Habitat collectif	1,3	1,7	2,2
	Zone économique	0,7	1,7	2,0
	Equipement	1,2	2,4	2,9
	Grande propriété	2,4	2,1	1,7
	Habitat individuel de type pavillonnaire	10,9	18,9	21,5
	Exploitation agricole	0,9	0,7	0,8
Agricole	Agriculture	53,9	41,1	35,9
	Jardin et maraîchage	1,0	0,2	0,2
	Verger et vigne	1,3	0,8	1,3
Espaces naturels	Lande et friche	0,3	1,0	1,6
	Feuilleu	22,0	22,9	23,8
	Conifère	0,1	1,1	1,3
	Eau	0,0	0,1	0,2
Infrastructure	Voie ferrée	0,2	0,2	0,2

3.4.3. Pédologie

Dans les années 1990, le programme Inventaire, Gestion et Conservation des Sols¹ (IGCS) a été mis en place par l'INRA et le ministère en charge de l'Agriculture afin de recenser les données pédologiques de façon structurée à l'échelle de la France. L'inventaire des sols repose principalement sur l'observation ponctuelle des sols sur le terrain. Ces observations, sous la forme de sondages à la tarière ou de fosses pédologiques aussi appelés profils de sol, permettent d'étudier précisément la succession des horizons qui forment le sol depuis la surface jusqu'au substrat. Les caractéristiques observées de ces horizons sont utilisées pour définir des unités de sol caractéristiques appelées Unités Typologiques de Sol (UTS, Figure 3.16). Ces UTS sont organisées en pédopaysages, également appelés Unités Cartographiques de sol (UCS). Leur définition s'appuie sur l'expertise du pédologue et ce sont ces UCS qui sont cartographiées. Dans le cas d'unités complexes, l'UCS est constituée de plusieurs UTS dont on connaît le pourcentage de surface relatif au sein de celle-ci. Par contre, la localisation géographique des UTS dans les UCS n'est pas connue.

Une des composantes de ce programme, le Référentiel Régional, est une base de données régionale ou départementale des sols dont la précision spatiale est de 1/250 000^e. Cette base permet de déterminer et de localiser les principales caractéristiques des sols afin d'aider à leur gestion et à leur conservation. La base est composée de deux ensembles de données :

- les données géographiques permettant de localiser spatialement les objets cartographiques étudiés. Ce sont des données surfaciques vectorielles géolocalisées qui sont gérées via des logiciels d'information géographique de type QGIS.
- les données sémantiques qui décrivent les caractéristiques des différents objets (UCS, UTS, strates, profils, horizons). Ces informations (texture, profondeur, etc.) sont réparties dans

1. Site internet : <http://www.gissol.fr/programme/igcs/igcs.php>, Consulté le 25/09/2014

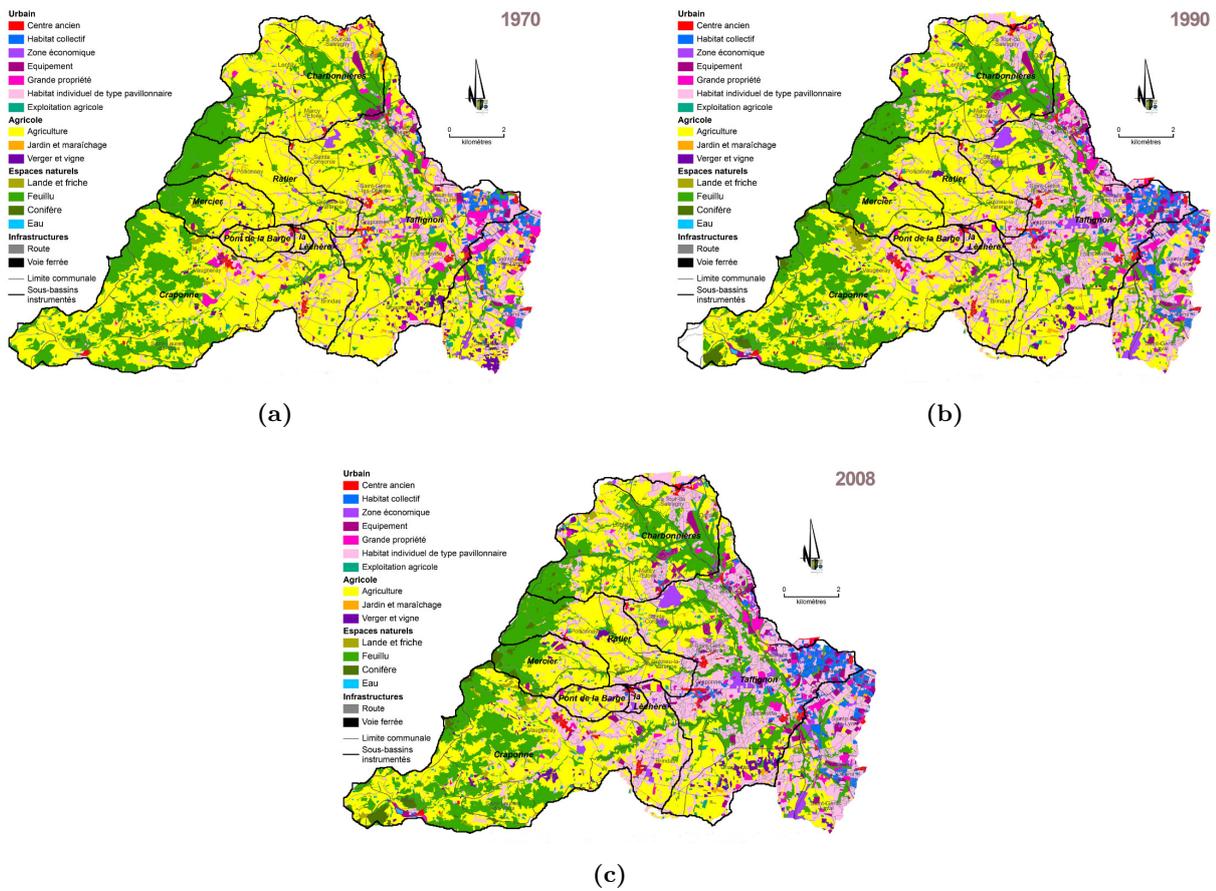


Figure 3.15 – L’usage du sol (typologie détaillée) dans le bassin versant de l’Yzeron : (a) en 1970, (b) en 1990 et (c) en 2008. Digitalisation de photographies aériennes, réalisation UMR 5600

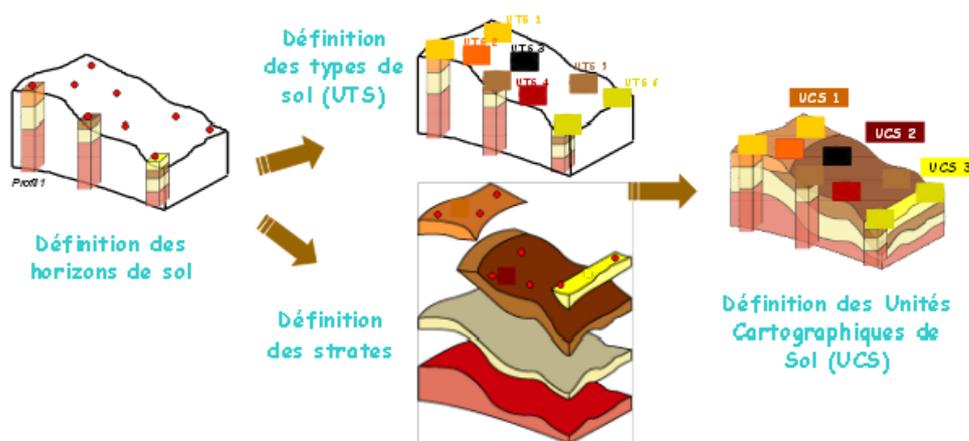


Figure 3.16 – Schéma des différents éléments observés et analysés lors de la réalisation d’un inventaire des sols (INRA, 2012)

différentes tables en relation les unes avec les autres. Ces données sont gérées via un Système de Gestion de Base de Données Relationnelles de type Access.

Les bases sont reliées grâce à l'existence d'identifiants uniques présents dans chacune d'elles (ex : numéro de profil, numéro d'UTS). Dans la région Rhône-Alpes, l'association Sol Info Rhône-Alpes (SIRA) mettait en œuvre, gérait et valorisait la base de données pédologiques à l'échelle régionale.

Lors du projet AVuPUR, les informations sur la pédologie ont été récupérées uniquement sur le bassin de l'Yzeron (Figure 3.17 et Tableau H.1). Les UCS présentes majoritairement sont les UCS : 100 ou sol urbain (32%), 102 (25,5%), 702 ((9,5%), 7021 (8,3%) et 7041 (7,1%). Hors sols urbains, le bassin est constitué de sables limoneux et de sables argileux issus de différentes roches-mères, ainsi que des colluvions sablo-limoneux à sablo-argileux. Pour les UCS 100, la base de données ne fournit aucune description sur la constitution du sol.

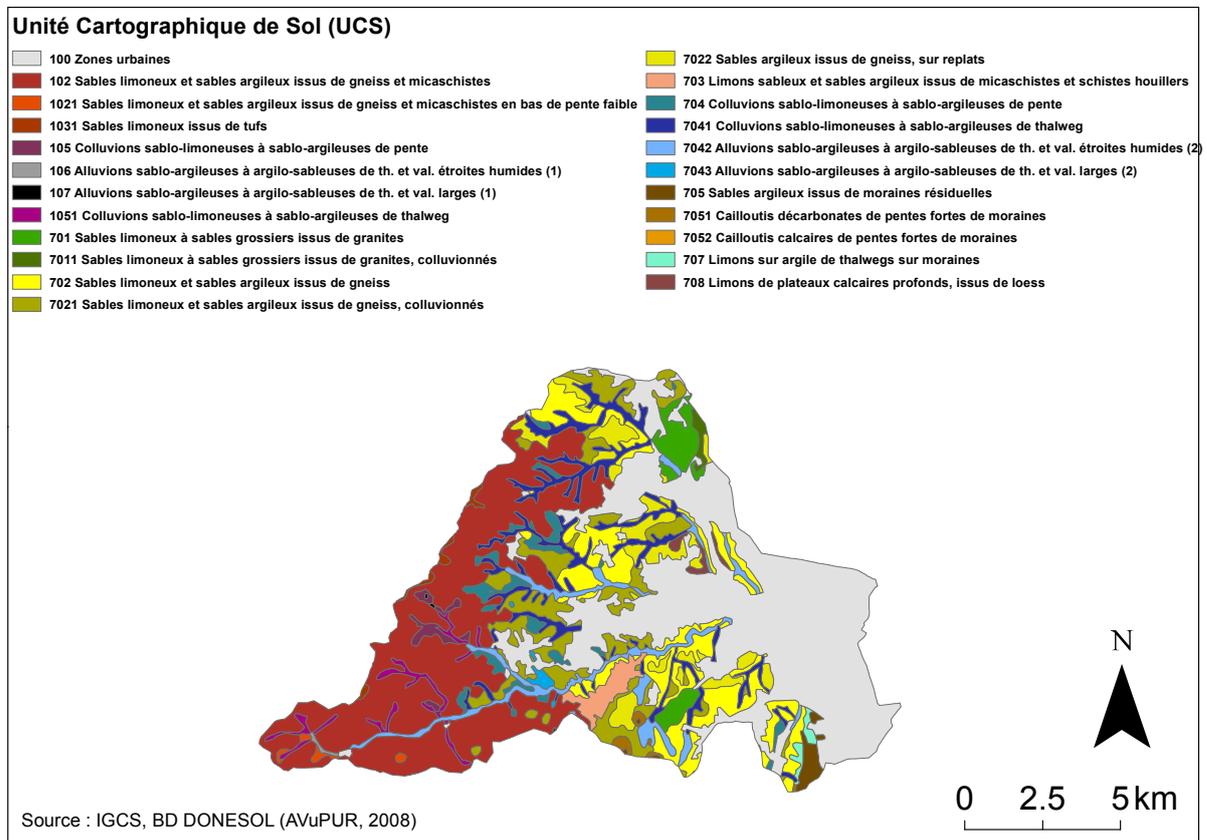


Figure 3.17 – Cartographie des UCS du bassin de l'Yzeron

3.4.4. Géologie

Les données sur la géologie proviennent de cartes papiers du BRGM au 1/50 000^e. Elles ont été digitalisées et géoréférencées par Gnouma (2006). La Figure 3.18 présente la cartographie

simplifiée de la géologie. Le sous-sol est composé en majorité de gneiss dans la partie est et de granite et d'alluvions dans la partie ouest.

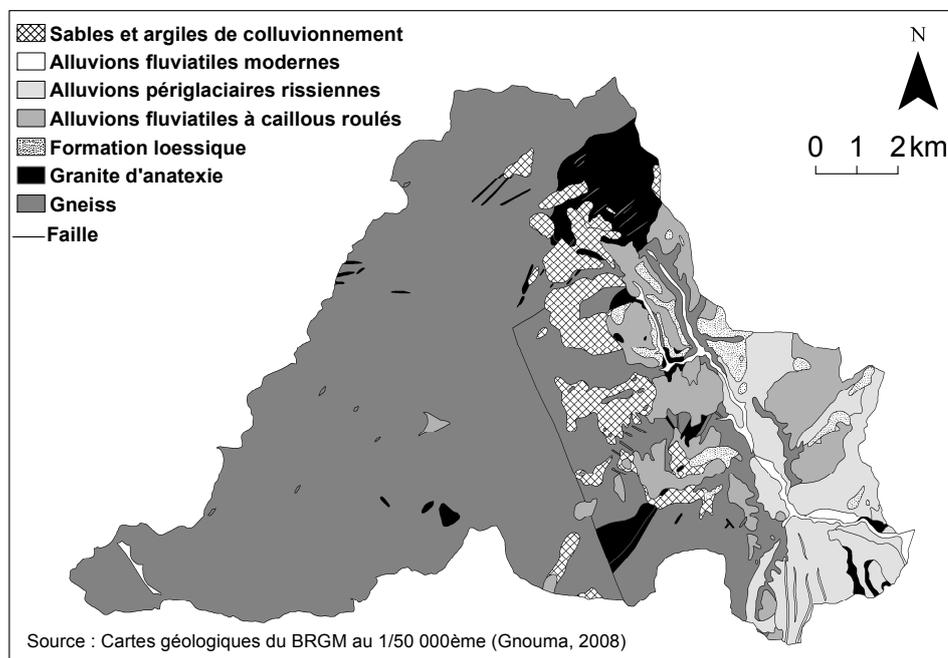


Figure 3.18 – Géologie simplifiée du bassin de l'Yzeron (Gnouma, 2006)

3.4.5. Réseaux hydrographiques

L'organisation du réseau est liée à la géologie et à la géomorphologie du bassin. À l'ouest, le substrat imperméable a contribué au développement d'un chevelu élémentaire dense. À l'est, le réseau est moins dense à cause de la forte capacité d'infiltration des formations fluvio-glaciaires (Grosprêtre, 2011). Sur le Plateau du Lyonnais, à l'époque du Miocène, l'abaissement du niveau de base imposé par le Rhône a provoqué un encaissement des cours d'eau, notamment pour l'Yzeron, le Ratier et le Charbonnières (Grosprêtre, 2011). Une typologie des cours d'eau a été réalisée par Schmitt *et al.* (2004) et Schmitt *et al.* (2007) et différencie les torrents du Monts du Lyonnais en amont, les cours d'eau à énergie modérée du Plateau du Lyonnais et les cours d'eau des paléovallées du Rhône et de la Saône.

Les données utilisées dans le cadre de la thèse pour définir le réseau hydrographique sont la BD CARTHAGE[®] (Base de Données sur la CARTographie THématique des AGences de l'eau et du ministère chargé de l'environnement) et des mesures de terrain (Valette, 2004; Schmitt *et al.*, 2004). La BD CARTHAGE¹ constitue un référentiel hydrographique, couvrant l'ensemble du territoire métropolitain (516 000 km de cours d'eau). Elle est produite par l'IGN à partir de la base de données cartographiques BD CARTO[®] qui décrit sous forme numérique l'ensemble des informations présentes sur le territoire national. Des informations issues des Agences de

1. Site internet : <http://professionnels.ign.fr/bdcarthage#tab-1>

l'Eau sont incorporées pour aboutir à une carte consolidée. BD CARTHAGE a été créée afin de disposer d'un système de repérage spatial des milieux aquatiques superficiels pour la France entière. Les cours d'eau sont caractérisés dans la base par leur rang de Strahler. Sur le bassin de l'Yzeron, le réseau hydrographique de la BD CARTHAGE est représenté sur la Figure 3.19a. Ce réseau a été complété par des relevés de terrain (Figure 3.19b). Des mesures, au niveau de 40 sites, renseignent sur la largeur et la pente des cours d'eau ainsi que sur la granulométrie moyenne des sédiments grossiers du fond du lit.

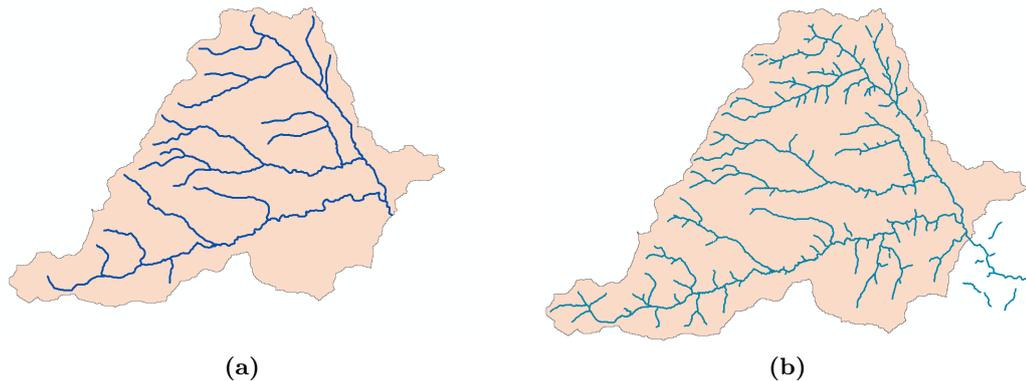


Figure 3.19 – Le réseau hydrographique : (a) issu de la BD Carthage, (b) issu de la BD Carthage et complété par relevés de terrain (Valette, 2004; Schmitt *et al.*, 2004)

3.5. DONNÉES SUR LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

3.5.1. Collecte des données du réseau

Une partie des données du réseau a été collectée lors du projet AVuPUR auprès du Grand Lyon et du SIAHVY. Pour avoir une description exhaustive du réseau, de nouvelles données ont été récupérées au cours de la thèse et les anciennes mises à jour.

Le Grand Lyon

Pour la partie du bassin versant gérée par le Grand Lyon, les données ont été récupérées en 2012 et en 2013 auprès du service SIG et du service Études en charge de la modélisation du réseau. Les données récupérées sont des données géoréférencées (projection RGF93 - Lambert Zone5 ou CC46), un catalogue des valeurs et un modèle conceptuel des données. La production de la donnée date de 2007 avec une mise à jour en 2011. L'historique des mises à jour n'est malheureusement pas sauvegardé et seule la donnée la plus récente est disponible. Les données géoréférencées ont été récupérées sous forme de couches SIG (ou *shapefile*) par type de données :

- « collecteur » : décrit l'ensemble des objets linéaires représentant un tronçon de canalisation, de pente et de section constante. Les collecteurs peuvent avoir des formes variées : circulaires, ovoïdes, à banquettes, ou autres. Les collecteurs sont différenciés par leur type administratif : eaux usées (EU), eaux pluviales (EP), unitaire (UN), ruisseau (RU). Les

sens d'écoulement dans les collecteurs ne sont pas indiqués mais les brins sont orientés dans le sens d'écoulement,

- « grands bassins versants » : décrit les sous-bassins versants des stations d'épuration,
- « PLU zonage assainissement » : délimite le zonage d'assainissement défini dans le Plan Local d'Urbanisme,
- « stations de relèvement » : situe les ouvrages destinés à relever les eaux,
- « collecteurs CANOE » : décrit l'ensemble des collecteurs utilisés pour la modélisation CANOE. Cette donnée a été construite par le service Études du Grand Lyon à partir de simplifications appliquées sur la donnée brute « collecteurs »,
- « bassins versants du modèle CANOE » : zone de production du ruissellement. Toute l'eau ruisselant sur sa surface s'écoule vers un point unique, l'exutoire. Ces bassins sont utilisés dans la modélisation CANOE. Leur découpage a été réalisé en 2000 et a été mis à jour en 2013,
- « stations d'épuration » : emplacement des STEP gérées par le Grand Lyon.

Les données du Grand Lyon correspondent au territoire qu'ils étudient et modélisent. Le bassin versant de Taffignon se situant à l'est de ce territoire, une extraction des données pour la zone d'intérêt a été effectuée.

SIAHVY, Lentilly, Chaponost

Pour les parties du bassin versant gérées par le SIAHVY et par les communes de Lentilly et Chaponost, les données ont été récupérées en 2012 auprès du service SIG de la Lyonnaise des Eaux. Ce sont quatre jeux de données géoréférencées du réseau d'assainissement : a) Brindas, Grézieu-la-Varenne, Vaugneray, Yzeron (NTF Lambert 2, envoyées le 20/07/12), b) réseau Pollionnay (NTF Lambert 2 étendu), c) réseau de Lentilly (RGF93-Lambert93, 08/09/13), d) réseau de Chaponost (RGF93-Lambert93, 25/10/13), ainsi qu'un modèle conceptuel de données Assainissement (fichiers html). Les données géoréférencées ont été récupérées sous forme de couches SIG par type de données :

- « collecteurs » : représente l'ensemble des tronçons des réseaux d'assainissement de type unitaire et eaux usées,
- « sens d'écoulement » dans les collecteurs (angle compris entre 0 et 360°, sens trigonométrique),
- « stations d'épuration ».

L'information géoréférencée sur le zonage assainissement n'est pas disponible pour la partie gérée par SIAHVY.

Les schémas directeurs d'assainissement des villes d'Yzeron, Pollionnay, Grézieu, Brindas et Vaugneray ont été transmis par le SIAHVY. Ils permettent d'avoir une vision synthétique du comportement du réseau.

Des informations sur les réseaux séparatifs d'eaux pluviales ont été récupérées en 2013 pour les villes de Brindas et Grézieu auprès du bureau d'étude SED qui a réalisé les schémas di-

recteurs d'assainissement. Ces données initialement au format AUTOCAD (DWG) ont été extraites et transmises sous forme de shapefile (NTF Lambert 2 et RGF93-Lambert93, envoyé le 08/10/2013). Malheureusement, cette extraction n'a pas permis de conserver les informations sur les sens d'écoulement et les diamètres des réseaux d'eaux pluviales.

Sainte-Consorte

Les données du réseau de Sainte-Consorte ont été transmises par le service urbanisme de la commune au format AUTOCAD. Les informations sur le réseau (pentes, diamètre) sont conservées sous forme d'annotations et ne sont pas rattachées aux tronçons des collecteurs, ce qui complexifie leur utilisation.

3.5.2. Unification des données

L'ensemble des informations recueillies sur les réseaux a été regroupé, unifié et cartographié par type de gestionnaires (Figure 3.20b), sens d'écoulement (Figure 3.20c), type administratif (Figure 3.20d), taille et matériaux des collecteurs (Figures 3.20e et 3.20f).

75 % du réseau est géré par le Grand Lyon, 22 % par le SIAHVY et 2,5 % par la commune de Sainte-Consorte. Les communes de Lentilly, Chaponost, Brindas, la Tour de Salvagny et Charbonnières sont à cheval sur les frontières du bassin. Seule une partie de leur réseau se situe dans le bassin.

Le réseau est censé être constitué de 59 % de collecteurs d'eaux usées, 28 % de collecteurs unitaires et 13 % de collecteurs d'eaux pluviales (Tableau 3.5). Ces chiffres sont à prendre avec précaution car ils décrivent le type administratif des collecteurs et non leur usage réel ; selon les branchements effectués, un réseau d'eau usée peut être en réalité un réseau unitaire (Entretien avec le Grand Lyon, 10/07/2012). D'après les gestionnaires du Grand Lyon, 95% du réseau d'assainissement est unitaire. Dans les zones plus en périphérie (gérées par le SIAHVY ou par les communes elles-mêmes), la gestion des eaux pluviales se fait par des réseaux unitaires et/ou séparatifs, des fossés ou une rétention à la parcelle. Le réseau d'assainissement est néanmoins majoritairement unitaire pour les bourgs principaux, sachant qu'une partie de l'habitat, très dispersée, n'est pas raccordée. Le réseau du SIAHVY draine l'intégralité des eaux pluviales au niveau des bourgs des quatre principales communes (Grézieu, Brindas, Vaugneray et Pollionnay) et dans certains secteurs périphériques. Sur le reste du territoire du SIAHVY, les eaux générées par les voiries sont drainées en grande partie par un réseau de fossés, parfois busés qui rejoignent plus ou moins directement le réseau hydrographique local (Mercier, Yzeron, Dronau, Chaudanne) comme une partie des eaux pluviales des réseaux séparatifs (Schéma directeur d'assainissement, [SIAHVY, 2006](#)). Les eaux pluviales collectées dans le réseau unitaire sont raccordées à un collecteur intercommunal qui est le collecteur du Grand Lyon. Une partie des eaux collectées sur la partie Nord de la Commune de Grézieu la Varenne ne transite pas par ce collecteur intercommunal, mais rejoint directement le collecteur du Grand Lyon via le réseau de Craponne (4 raccordements au réseau de Craponne sont recensés).

Tableau 3.5 – Linéaire de collecteurs par **type administratif** (*P* pour Pollionnay et *G* pour Grézieu) pour la partie du réseau connectée à la STEP de Pierre-Bénite

	Eaux usées	Longueur (km)		Total
		Unitaire	Eaux pluviales	
Grand Lyon	295,6	99,5	51,2	446
SIAHVY	44,9	64,8	1,25 (<i>P</i>) 18,38 (<i>G</i>)	130
Sainte-Consoce	9,9	0,15	4,6	15
Total	350,4 (59%)	164,5 (28%)	75,43 (13%)	590

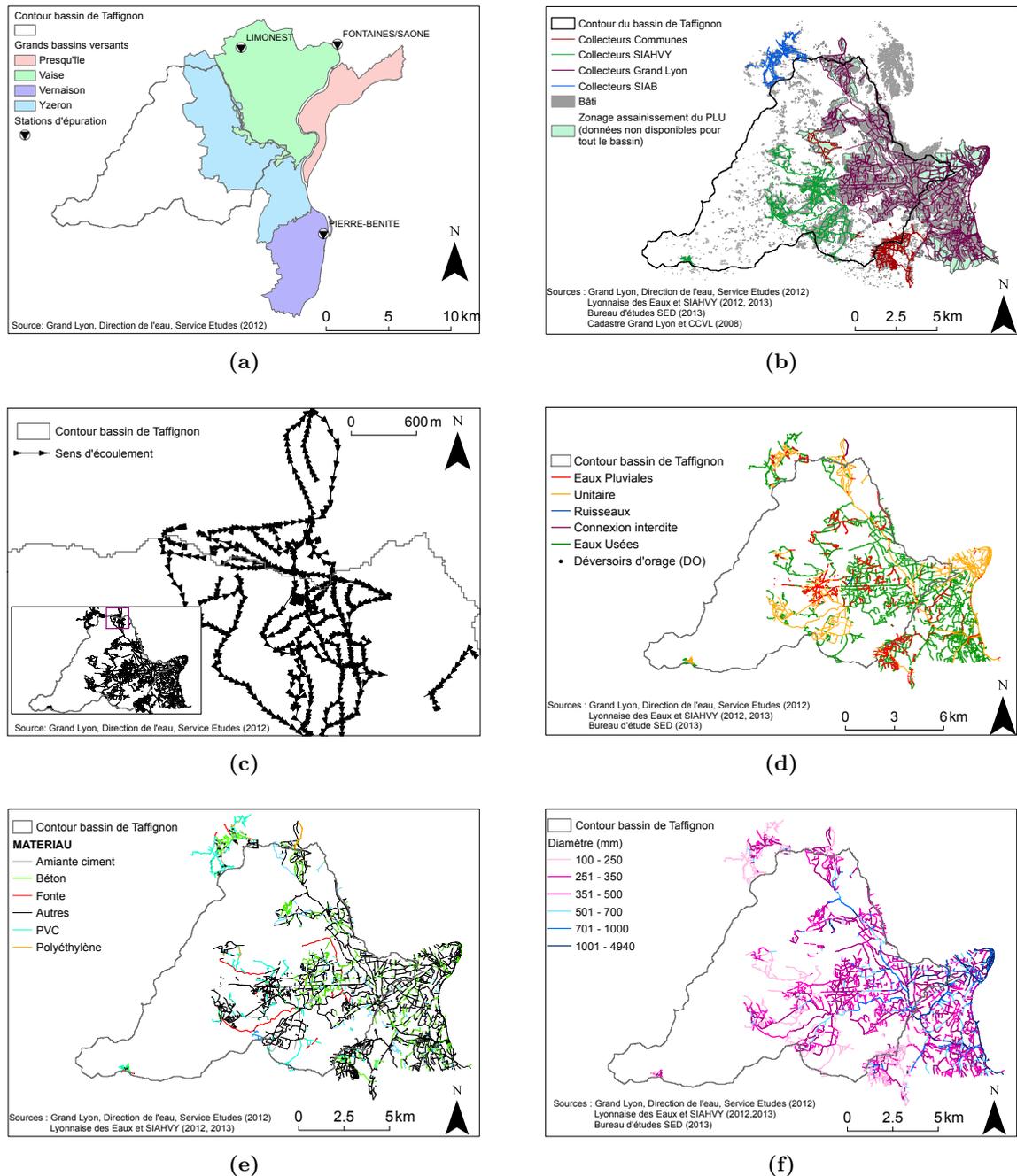


Figure 3.20 – Données du réseau d'assainissement : (a) grands bassins liés aux STEP du Grand Lyon, (b) le réseau d'assainissement collectif et ses gestionnaires, (c) carte des sens d'écoulement dans la partie nord du bassin, (d) type administratif des collecteurs, (e) type de matériaux des collecteurs, (f) diamètres des collecteurs

3.6. CARACTÉRISTIQUES DU RÉGIME HYDRO-CLIMATIQUE

Le régime hydro-climatique de l'Yzeron a fait l'objet de plusieurs analyses (Radojevic, 2002; Gnouma, 2006; Braud, 2008; Michel, 2009; Chapuis, 2010; Radojevic *et al.*, 2010; Kermadi *et al.*, 2012; Braud *et al.*, 2013a). Ses caractéristiques et les résultats principaux sont résumés dans cette partie.

3.6.1. Évapotranspiration

Les variations inter- et intra-annuelles de l'évapotranspiration de référence (ET_{ref}) du bassin de Taffignon sont représentées sur la Figure 3.21. Sur la période 1958-2013, l' ET_{ref} moyenne sur le bassin varie entre 0 et 0,9 mm h⁻¹ et entre 550 et 810 mm an⁻¹. En moyenne, l'évapotranspiration est de 0,07 mm h⁻¹ et 660 mm an⁻¹. La périodicité annuelle présente un minimum en hiver et un maximum en été. Kermadi *et al.* (2012) ont analysé l'évolution de l'évapotranspiration sur la période 1970-2009 et n'ont trouvé aucune tendance significative à la hausse de l'évapotranspiration annuelle mais une rupture significative à la hausse en 2002 qui reste à confirmer dans le futur.

3.6.2. Régime pluviométrique

Le régime pluviométrique du bassin de l'Yzeron est caractérisé par une forte variabilité interannuelle (Figure 3.22), avec une alternance entre années « sèches » (p. ex : 500 mm en 1997 et 1998) et années « humides » (1000 mm en 2002 et 2008). Plusieurs fois par an, la pluie journalière dépasse 50 mm. Le 8 septembre 2010, les pluviomètres enregistrent des pluies journalières allant de 130 à 163 mm. Les pluies mensuelles varient entre 25 mm en janvier et 80 mm en novembre. Les périodes estivales et automnales sont les plus pluvieuses. Les pluies des mois d'octobre et de novembre permettent de reconstituer les stocks d'eau dans le sol du bassin et d'alimenter une évapotranspiration encore active (Gnouma, 2006).

Le régime pluviométrique a été analysé par Radojevic (2002) et Radojevic *et al.* (2010) sur deux décennies : 1969-1978 et 1988-1997. Des différences significatives ont été décelées entre ces deux périodes avec une augmentation de la pluie journalière maximale sur la deuxième période. Une autre analyse statistique a été effectuée par Kermadi *et al.* (2012), suivant la méthode décrite par Braud (2011), à partir des données de pluie journalière de la station synoptique de Bron, située à 15 km à l'est de Lyon, sur la période 1920-2010. Le test de tendance de Mann-Kendall montre une augmentation significative au seuil de 5 % des valeurs du maximum annuel des pluies cumulées sur 5, 10 et 15 jours avec une rupture détectée vers 1974 par le test de Pettitt. Sur la période 1970-2010, aucune tendance n'est détectée. Pour une analyse plus fine, il faudrait étudier les pluies horaires ou infra-horaires mais les séries disponibles à ce pas de temps sont trop courtes pour le moment (30 ans).

Après avoir calculé les pluies de bassin, Braud (2008) a sélectionné un certain nombre d'épisodes pluvieux pour les sous-bassins du Mercier, Pont de la Barge et la Léchère en utilisant l'algorithme d'extraction de Morena (2004). Les statistiques calculées sur ces épisodes sont ré-

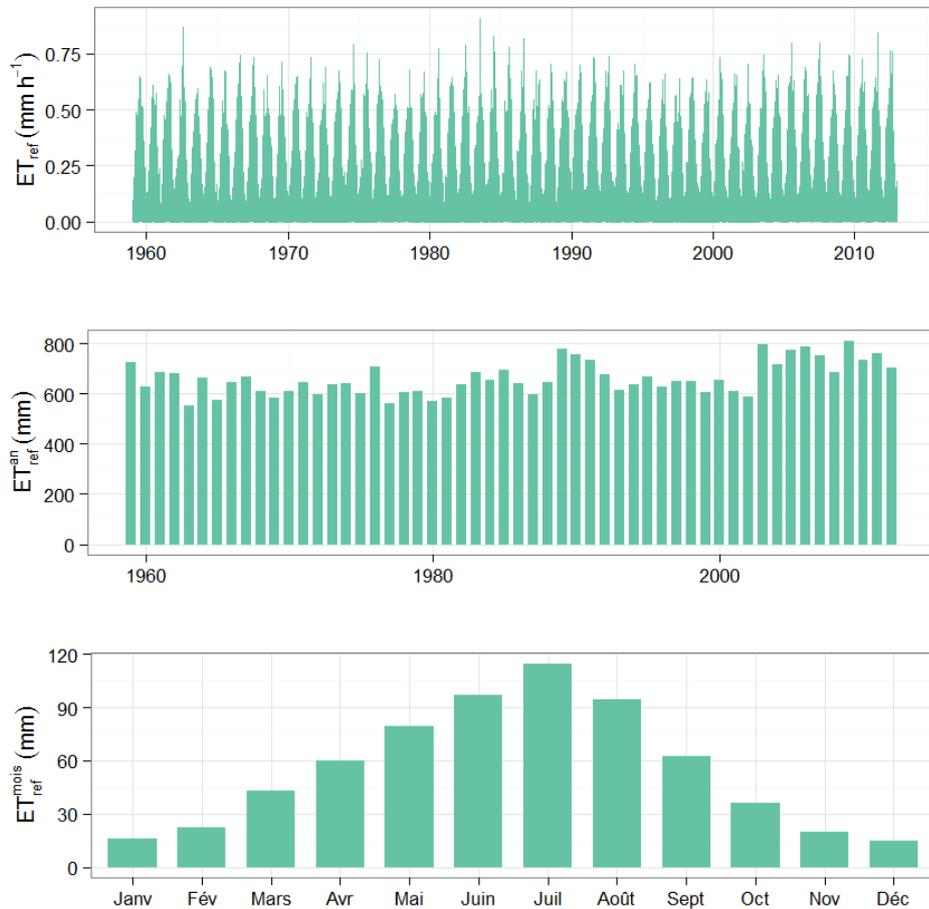


Figure 3.21 – Cumul d' ET_{ref} (mm) horaire (en haut), annuel (au milieu) et mensuel interannuel moyen (en bas) sur le bassin de Taffignon et sur la période 1958-2013

sumées dans la première partie du Tableau 3.6. Les analyses se basent sur les données au pas de temps 6 min pour Pont de la Barge et la Léchère et au pas de temps 12 min pour le Mercier. Peu de différences sont observées sur les pluies entre les sous-bassins. La durée d'un événement pluvieux est en moyenne autour de 11 à 15 heures, le cumul moyen de pluie par épisode est d'environ 10 mm. Les intensités maximales de pluies sont aux alentours de 15 mm h^{-1} et peuvent atteindre 120 mm h^{-1} .

3.6.3. Régime hydrologique

La variabilité inter- et intra-annuelle des écoulements est assez marquée (Figure 3.23). Les variations saisonnières sont influencées par les variations de l'évapotranspiration (Gnouma, 2006). Le régime hydrologique est caractérisé par une diminution des écoulements entre mai et octobre (avec un étiage de juin à septembre), engendrée par une forte évapotranspiration. Entre octobre et décembre, une fois les stocks d'eau dans le sol reconstitués, les écoulements sont plus abondants. Braud (2008) note que les années « humides » conduisent généralement à

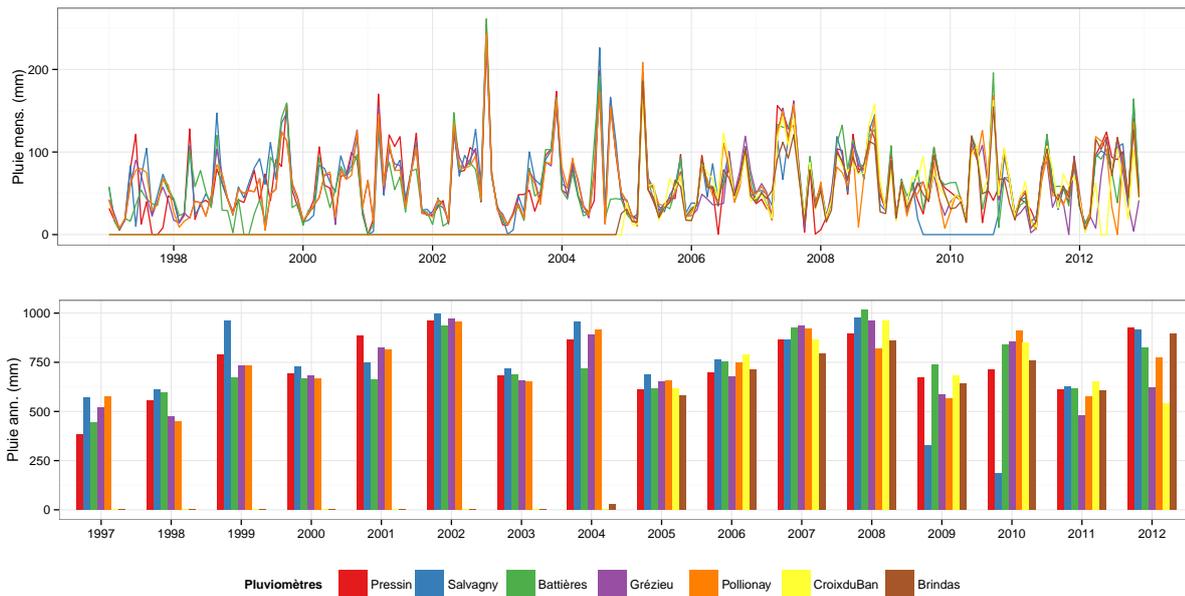


Figure 3.22 – Cumul de pluie (mm) mensuel et annuel aux emplacements des pluviomètres de l'Yzeron, sur la période correspondante de collecte (maximum entre 1997 et 2012)

Tableau 3.6 – Statistiques des événements pluvieux et des écoulements associés sur trois sous-bassins de l'Yzeron (Source : Braud, 2008). La valeur est indiquée avec l'écart-type. Les valeurs minimales et maximales sont indiquées en italique (*min-max*).

	Mercier	Pont de la Barge (amont DO)	La Léchère
Période	1997-2007	1997-2007	2005-2007
Nombre épisodes	485	457	157
Durée totale de l'épisode (min)	920 ± 364 <i>6 - 3252</i>	699 ± 420 <i>6 - 3558</i>	696 ± 387 <i>12 - 3558</i>
Cumul de pluie total (mm)	11,3 ± 13,5 <i>2 - 135</i>	10,6 ± 11,9 <i>2 - 120</i>	11 ± 15 <i>2 - 120</i>
Intensité de pluie maximale (mm h ⁻¹)	14 ± 16 <i>3 - 136</i>	13,5 ± 16,3 <i>2 - 118</i>	15,8 ± 18 <i>4 - 118</i>
Lame d'eau écoulée (mm)	0,74 ± 2,7 <i>0 - 44</i>	0,48 ± 2,2 <i>0 - 45</i>	1,09 ± 4,40 <i>0 - 53</i>
Débit maximum m ³ s ⁻¹	0,15 ± 0,46 <i>0 - 5,5</i>	0,064 ± 0,21 <i>0 - 2,6</i>	0,28 ± 0,52 <i>0 - 2,9</i>
Coefficient d'écoulement (-)	0,0162 ± 0,034 <i>0,005 - 0,31</i>	0,0155 ± 0,027 <i>0 - 0,37</i>	0,035 ± 0,047 <i>0 - 0,44</i>

des écoulements plus importants mais que ce n'est pas systématique.

En période de crue, les débits moyens horaires à la station de Taffignon peuvent atteindre 53,7 m³ s⁻¹ (26/04/1989), 88 m³ s⁻¹ (05/10/1993), 86 m³ s⁻¹ (02/12/2003), 65 m³ s⁻¹ (17/04/2005), 68 m³ s⁻¹ (02/11/2008), etc. En suivant l'évolution de niveaux piézométriques sur deux versants, Gnouma (2006) montre que les mécanismes de génération de crue dominants varient en fonction

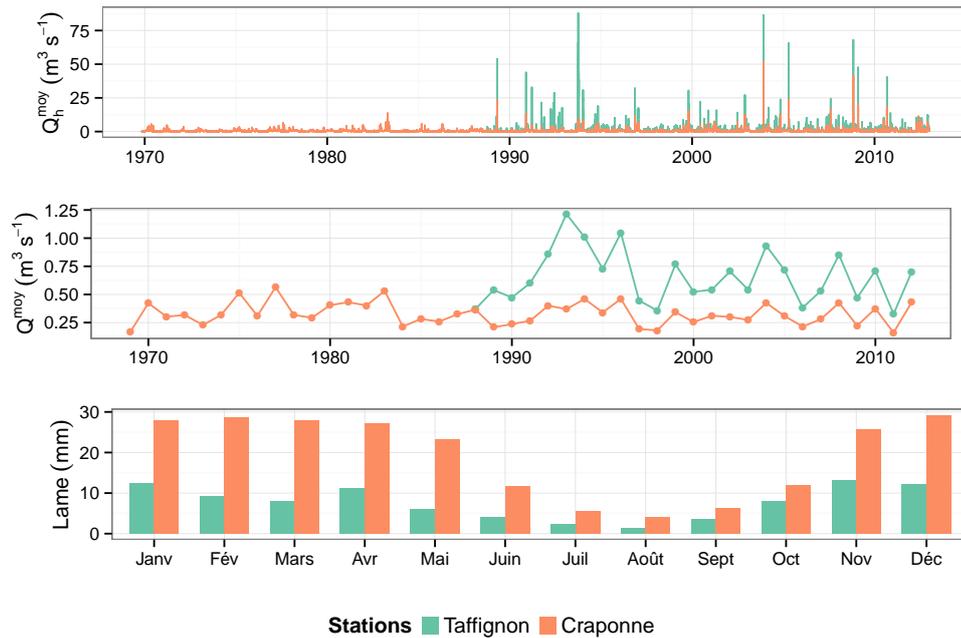


Figure 3.23 – Régime hydrologique aux stations de Taffignon (1988-2012 / 127,5 km²) et Craponne (1969-2012 / 45,5 km²) : débit moyen horaire, débit moyen annuel et lame d'eau moyenne mensuelle interannuelle

des conditions antécédentes d'humidité du sol et des caractéristiques de la pluie. Des zones contributives peuvent se développer suite à des événements pluvieux. Pour les faibles crues sur sol sec, les écoulements sont majoritairement hortonien et le rôle des nappes est négligeable. Pour les crues plus importantes sur sol humide, les contributions de l'eau du sol et de la nappe sont importantes. Enfin, pour les crues importantes et sur sol sec, l'écoulement est plutôt superficiel et une petite réaction des eaux du sol a été observée.

Braud *et al.* (2013a) ont analysé le régime hydrologique annuel et mensuel, les étiages, les crues et les composantes du débit du bassin de l'Yzeron et de plusieurs de ses sous-bassins : Craponne, Mercier, La Léchère et Pont de la Barge (au moment de l'étude, les sous-bassins du Ratier et du Charbonnières étaient instrumentés depuis peu). Des tests statistiques ont été effectués pour estimer l'existence de tendances ou de ruptures dans les séries temporelles étudiées dans les mesures de la station de Craponne, la seule station à disposer d'un historique suffisant (≈ 40 ans). Les indicateurs de régime général utilisés sont : les moyennes journalières, mensuelles et annuelles et les courbes de débits classés (FDC pour *flow duration curves*). Pour les bas débits, les indicateurs choisis sont l'indice de débit de base (*Base Flow Index* ou BFI), calculé à partir de l'algorithme de Tallaksen et Van Lanen (2004), et la fréquence de débits nuls (Richter *et al.*, 1996). Le BFI est défini par le rapport entre le volume provenant du débit de base et le volume total écoulé sur la période étudiée. Une seconde extraction du débit de base à partir du débit total a été réalisée à partir de l'outil WESTPRO développé par Willems (2009). Pour les petites et grandes crues, une analyse débit-durée-fréquence (QdF, Galéa et Prudhomme, 1994) a été réalisée. Pour comparer le comportement des sous-bassins de taille et d'occupation du sol

différentes, les débits sont normalisés. La normalisation peut se faire de deux manières : soit en divisant par la surface du sous-bassin, soit en divisant par le débit moyen annuel. Les deux méthodes comportent des inconvénients : la première parce que la surface du sous-bassin est difficile à estimer (voir Tableau 3.2), la seconde parce que le débit moyen annuel évolue avec l'occupation du sol ce qui biaise les calculs. Braud *et al.* (2013a) ont choisi la première méthode.

Tableau 3.7 – Statistiques sur les chroniques de débits des différents sous-bassins sur la période 2005-2010 : débit moyen annuel Q_A ($m^3 s^{-1}$), débit moyen annuel spécifique q_A ($L s^{-1} km^{-2}$) (les surfaces utilisées sont celles calculées dans la section 3.4.1), débit maximal Q_{max} ($m^3 s^{-1}$), débit maximal spécifique q_{max} ($m^3 s^{-1}$), quantile 50% de la FDC $Q_{50\%}$, pourcentage de débits nuls $\% Q_0$, indice de débit de base BFI selon la méthode proposée par Lyne et Hollick (1979)

	Taffignon	Craponne	Charbonnières	Ratier	Mercier	La Léchère	Pont de la Barge
Q_A	0,653	0,327	0,106	0,177	0,060	0,028	0,015
q_A	5,13	7,20	4,56	9,38	8,79	8,78	5,71
Q_{max}	45,86	21,02	2,51	1,61	5,29	1,59	0,89
q_{max}	5,191	7,268	4,649	6,843	8,818	8,882	5,619
$Q_{50\%}$	0,285	0,163	0,052	0,055	0,018	0,008	0,004
$\% Q_0$ (-)	3,415	0,216	0,000	0,000	5,749	7,913	27,952
BFI (-)	0,46	0,57	0,03	0,02	0,26	0,02	-

Les statistiques ont été calculées par Braud *et al.* (2013a) sur toute la période disponible (voir Tableau 3.2) jusqu'en 2010 pour 5 sous-bassins. Les statistiques ont été recalculées pour les 7 sous-bassins sur toute la période disponible jusqu'en 2012 (Tableau 3.7). La méthode de calcul du BFI est celle de Lyne et Hollick (1979). Une caractéristique remarquable du bassin est que le débit spécifique moyen annuel à l'exutoire de Taffignon est inférieur à celui de plusieurs de ses sous-bassins dont Craponne (Figure 3.23). Ceci est confirmé par 1) les valeurs de coefficient de ruissellement calculées par Braud *et al.* (2013a) : 0,26 pour Craponne et 0,21 pour Taffignon et 2) la fréquence des débits classés. La Figure 3.24 montre que les débits spécifiques à Craponne sont supérieurs à ceux de Taffignon pour toutes les fréquences. Les valeurs de BFI de ces deux bassins (0,46 pour Taffignon et 0,57 pour Craponne) montrent que cela pourrait être dû à une moins forte production de débit de base à l'aval du bassin, liée à la présence de zones artificielles, et au drainage du cours d'eau par les réseaux d'assainissement (Braud *et al.*, 2013a). Une autre spécificité du bassin est le pourcentage de débit nul du sous-bassin de la Léchère (5,7 %) très inférieur à celui du sous-bassin de Pont de la Barge (27,9 %) alors que les deux exutoires ne sont pas loin. Braud *et al.* (2013a) montrent que cela est provoqué par des déversements de DO dans la rivière entre les deux stations. Ces DO rejettent dans la rivière une partie des eaux pluviales de l'aval du bassin de la Léchère qui est très urbanisé. Ces déversements peuvent être les seuls contributeurs du débit à certaines périodes. La Figure 3.24 confirme cette caractéristique avec les faibles à moyens débits spécifiques de La Léchère bien supérieurs à ceux de Pont de la Barge. Les valeurs de BFI, calculées par deux méthodes différentes (Lyne et Hollick (1979) et Tallaksen et Van Lanen (2004)), sont inférieures à 0,57 ce qui souligne les faibles capacités de stockage du bassin. L'analyse des hydrogrammes de crue montre que l'urbanisation a un impact sur les formes des hydrographes : les crues des bassins les plus ruraux (Craponne, Mercier, Pont de la Barge) ont de longues récessions tandis que dans les bassins plus urbains (La Léchère et Taffignon), les récessions sont très rapides (Braud *et al.*, 2013a). L'analyse QdF montre que la fréquence des

petites crues est également plus importante dans les bassins urbanisés, notamment à cause des déversements des DO (Braud *et al.*, 2013a). Sur la période 1970-2010, les statistiques effectuées sur les débits de Craponne montrent une tendance significative à la hausse des fortes crues, liées à la réponse de la partie rurale, alors qu'aucune tendance significative n'a été trouvée sur les petites crues (Kermadi *et al.*, 2012).

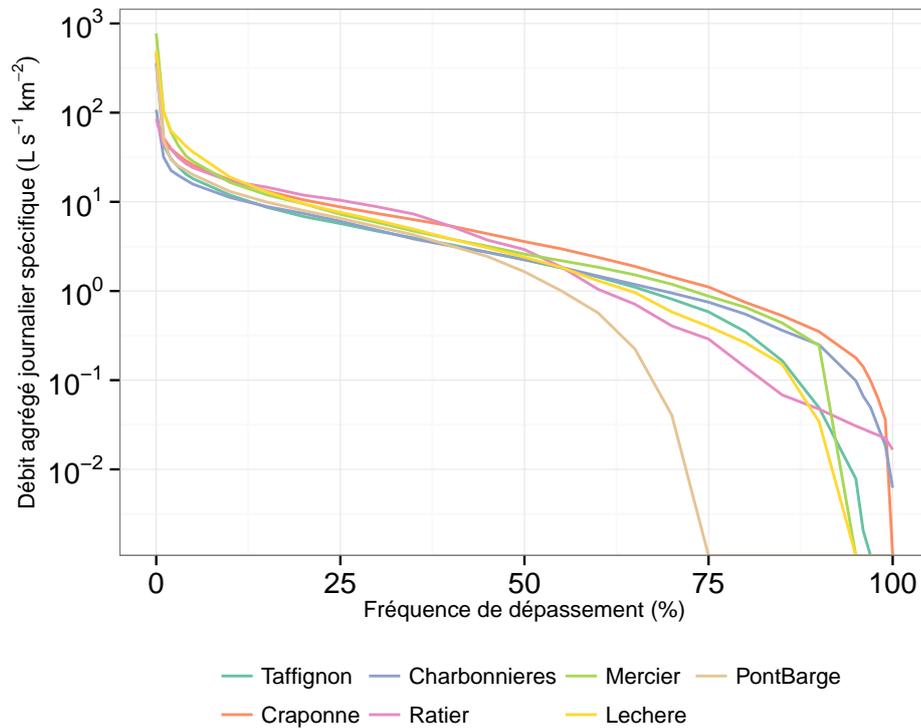


Figure 3.24 – Courbes de débits classés spécifiques pour les 7 sous-bassins de Taffignon, sur les périodes disponibles

3.6.4. Description de deux événements passés

3.6.4.a. Épisode du 6-7 février 2009

L'épisode de crue du 6-7 février 2009 dure un jour et demi (Figure 3.25). Il succède à un important épisode de crue qui a lieu en novembre 2008. Le cumul de la pluie de bassin, estimé par la méthode inverse distance, est de 53,4 mm entre le 6 février 2008 à 6h et le 7 février à 18h. Le cumul maximal horaire est de 10 mm. Il se produit entre 16h et 17h. Les lames d'eau écoulées à l'exutoire des bassins de Taffignon, Craponne, Mercier, La Léchère et Pont de la Barge sont respectivement de : 17,7 mm, 19 mm, 18,7 mm, 32,3 mm et 14 mm. Le bassin de la Léchère, qui est le plus urbanisé, produit le plus d'écoulement. Le pic de crue moyen horaire atteint $47,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Taffignon, $19,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Craponne, $3,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au Mercier, $2,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à la Léchère et $0,96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Pont de la Barge. A Taffignon, le pic de crue est atteint entre 19 h et 20 h le 6 février.

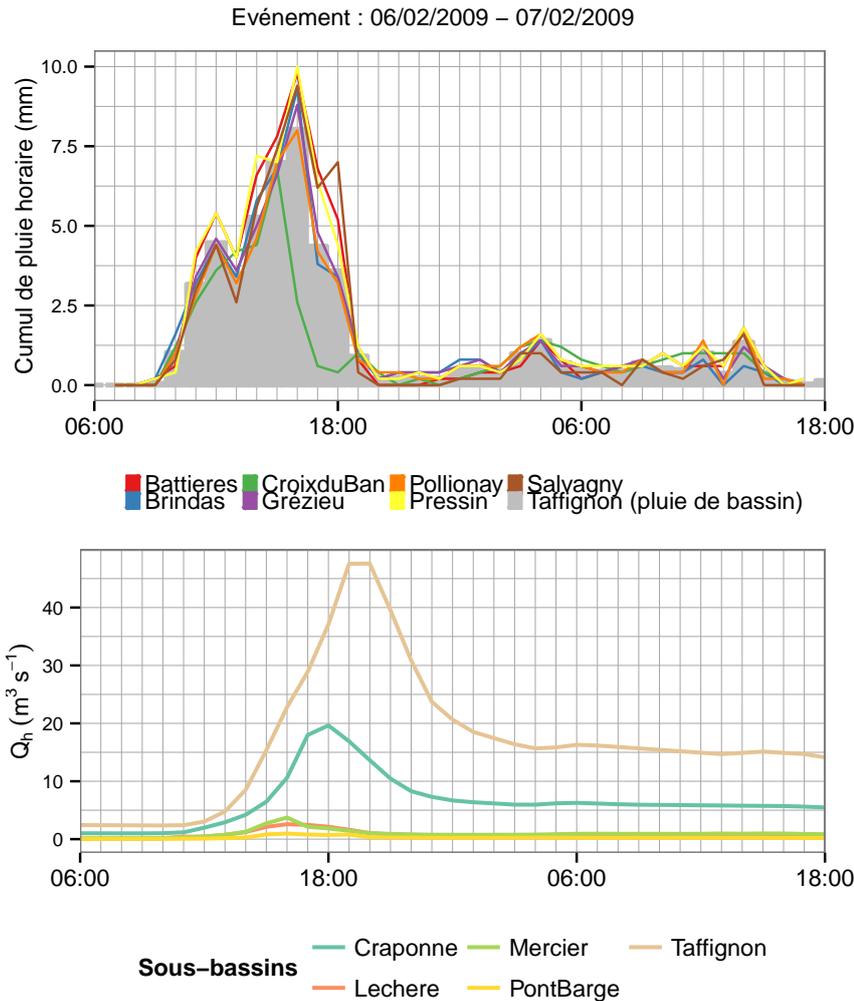


Figure 3.25 – Cumuls de pluie horaire mesurés aux pluviomètres et débits moyens horaires mesurés à l'exutoire de cinq sous-bassins pour l'épisode du 6-7 février 2009

3.6.4.b. Épisode du 9 août 2009

L'épisode du 9 août 2009 est caractérisé par des précipitations de forte intensité qui auraient affecté plutôt la partie ouest du bassin (Kermadi *et al.*, 2012). Les précipitations orageuses durent 1h30 et atteignent 92 mm h^{-1} en 6 min à la station pluviométrique de Grézieu, 64 mm h^{-1} à la station de la Croix du Ban. Les cumuls à ces stations sont de 21,6 et 31 mm. Les cumuls de pluies mesurées par les pluviomètres du Grand Lyon sont inférieurs à 10 mm. Le cumul de la pluie de bassin, estimé par la méthode inverse distance, est de 21 mm entre le 9 août 2009 à 12h et le 10 août à 12h. Les débits de pointe aux stations de Taffignon et Craponne sont respectivement de 1,51 et $1,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ donc plus faibles à l'aval qu'à l'amont.

L'épisode est représenté sur la Figure 3.26. Le cumul de la pluie de bassin est de 20 mm sur 6 heures et 17 mm tombent entre 14h et 15h. Les lames d'eau écoulées à l'exutoire des bassins de Taffignon, Craponne, la Léchère et Pont de la Barge sont respectivement de : 0,24 mm, 0,42 mm, 1,47 mm et 0,26 mm. Aucun écoulement ne se produit sur le bassin du Mercier et la rivière reste

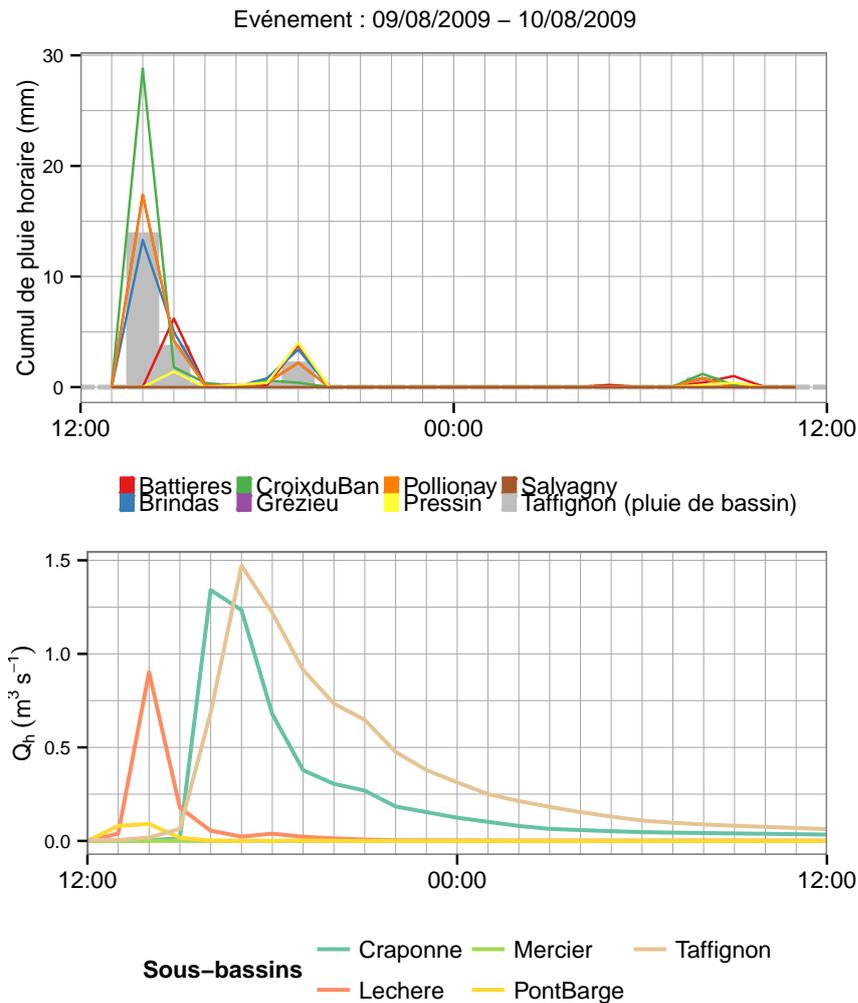


Figure 3.26 – Cumuls de pluie horaire mesurés aux pluviomètres et débits mesurés à l'exutoire de cinq sous-bassins pour l'épisode du 9 août 2009

à sec. Le bassin de Taffignon produit moins d'eau que les autres sous-bassins, certainement à cause de la localisation de la pluie plus en amont. Le bassin de la Léchère produit beaucoup plus que celui de Pont de la Barge. Le suivi du DO situé en amont de la station de la Léchère montre que ce DO a déversé pendant une dizaine de minutes. Ceci pourrait expliquer le débit maximum instantané de $2,17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ enregistré à la Léchère alors qu'il n'était que de $0,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Pont de la Barge (Kermadi *et al.*, 2012).

3.6.5. Caractéristiques des déversements des déversoirs d'orage (DO)

Trois types de données permettent de caractériser les déversements des DO : les résultats de simulation du modèle événementiel CANOE, les données mesurées dans le cadre de l'auto-surveillance des DO sur le réseau du SIAHVY et les données mesurées par Irstea à l'exutoire du DO de la Chaudanne à Grézieu. La comparaison des données entre elles n'est pas immédiate

car les périodes disponibles et les pas de temps sont différents (annuel pour le Grand Lyon, journalier pour le SIAHVY et variable pour Irstea). Nous nous intéresserons principalement aux ordres de grandeur des volumes annuels déversés par le réseau dans la rivière via les DO.

Sur la période 2008-2013 (soit 365 événements pluvieux simulés), seuls 19 DO sur les 48 modélisés dans CANOE sur le bassin de Taffignon déversent au moins une fois. Les données ne sont pas disponibles par épisode de pluie, mais seulement par année. Le Tableau 3.8 résume les caractéristiques et les résultats de simulation avec CANOE. Le volume annuel moyen déversé par l'ensemble des DO et simulé par CANOE sur le bassin de Taffignon est de 209 638 m³. Le nombre moyen (sur tous les DO) annuel de déversements est de 1 021. Les plus grands volumes annuels déversés sont obtenus en 2009 et 2010, qui ne sont pas les années avec les plus forts cumuls de pluies. Comme les caractéristiques des événements pluvieux choisis pour faire les simulations CANOE n'ont pas pu être récupérées, il n'est pas possible de les relier au fonctionnement des DO.

Tableau 3.8 – Caractéristiques des simulations CANOE : P représente le cumul de pluie annuelle (mm) sur le Grand Lyon et N le nombre de pluies à partir desquelles le modèle événementiel CANOE a été lancé pour une année donnée. Résultats des simulations CANOE : volume annuel déversé (V_d en m³) et nombre de déversement (N_d) pour chaque DO et pour l'ensemble des DO. A chaque pluie simulée il peut y avoir 0 ou 1 déversement par DO. Les résultats mentionnés sont ceux pour la partie du Grand Lyon située dans le bassin de Taffignon. Pour situer les DO, voir la carte 3.12.

	2008		2009		2010		2011		2012		2013	
P	1 067		715		888		675		1 010		914	
N	82		52		61		49		67		54	
V_d	248 328		1 258 973		334 298		172 630		155 954		87 645	
N_d	178		164		137		126		247		169	
DO	V_d	N_d	V_d	N_d	V_d	N_d	V_d	N_d	V_d	N_d	V_d	N_d
33	16 392	32	14 549	26	21 008	21	7 011	19	13 006	35	4 886	24
34	16 412	24	15 288	15	34 216	14	8 211	8	7 829	19	3 274	12
37	0	0	68 290	15	0	0	27 115	10	40 379	57	14 634	13
57	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
58	2 330	10	1 037	7	3 423	6	0	0	0	0	0	0
59	7 159	15	2 001	12	4 486	17	3 433	10	1 563	14	1 398	11
60	0	0	0	0	0	0	2 806	4	0	0	322	2
125	42 020	16	25 992	8	70 734	11	33 868	7	19 102	11	5 415	5
127	47 405	23	31 730	17	58 222	20	22 995	14	25 525	19	16 633	19
128	48 360	11	11 615	9	65 204	10	16 699	8	5 714	10	692	4
129	57 020	17	40 014	15	0	0	18 102	7	10 519	9	2 761	9
130	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22 229	40
133	0	0	36 757	12	53 221	13	18 698	8	19 467	11	11 725	12
161	0	0	440	1	6 815	2	206	1	0	0	0	0
163	1 226	8	783	8	2 551	6	517	2	401	9	328	1
228	0	0	606	3	4 769	3	1 199	2	16	1	27	1
304	0	0	0	0	0	0	7 010	15	5 766	30	0	0
306	0	0	0	0	0	0	0	0	294	5	111	2
349	10 003	22	9 870	15	9 649	14	4 760	11	6 375	17	3 212	14

Les données d'autosurveillance des DO du SIAHVY sont récapitulées dans le Tableau 3.9. Les mesures récupérées au pas de temps journalier vont de janvier ou novembre 2010 à juin 2012 (Figures E.1 à E.5, annexe E, page 307). Sur une période équivalente à presque 2 années, le volume moyen annuel déversé par l'ensemble de ces DO est de 85 000 m³. Les volumes journaliers déversés peuvent atteindre 4 000 L (juin 2012, DO11), 5 000 L (avril 2012, DO13) voire 25 000 L (janvier 2012, DO10, surverse du bassin de rétention de Grézieu). La fréquence de dépassement d'un DO correspond au rapport entre le nombre de jours pendant lesquels un déversement est observé sur le nombre de jour total pendant lesquels le DO a été surveillé. Les fréquences sont assez variables d'un DO à l'autre. Elles vont de 3,5 % pour le DO 10 situé en sortie du bassin d'orage de Grézieu à 17,3 % pour le DO 13 situé en sortie du réseau de la ville de Brindas (Tableau 3.9). Le DO 10 déverse le moins souvent mais le volume déversé est important. Il atteint 20 000 m³ en janvier 2011. Pour tous les DO, le temps de déversement est assez variable : entre 1 h et 20 h (DO 13).

Tableau 3.9 – Volume total déversé et temps cumulé de déversement sur la période considérée par les DO autosurveillés par le SIAHVY

n° de DO	Situation	Période de mesure	Volume total déversé (m ³)	Temps cumulé (h)	Fréquence (%)
5	Sortie du bassin d'orage de Vaugneray	01/01/2010 - 30/06/2012	16 229	1 279	8,9
7	Grézieu	11/01/2010 - 30/06/2012	11 623	89	10,7
10	Sortie du bassin d'orage de Grézieu	11/01/2010 - 30/06/2012	80 672	63	3,5
11	Brindas Sud Ouest	11/01/2010 - 30/06/2012	24 973	91	10,7
13	Brindas Sud Est	11/01/2010 - 30/06/2012	35 834	302	17,3

Les volumes journaliers déversés par le DO instrumenté par Irstea sont représentés sur la Figure 3.27, pour la période 2001 à 2013. Sur la période 2001-2012, le volume total déversé est de 365 951 m³ et sur la période 2005-2012, il est de 192 558 m³. En moyenne sur la période, le volume annuel moyen déversé est de 36 595 m³. Un important déversement a lieu en hiver 2002 qui ne semble pas particulièrement lié à une crue. Les déversements de novembre 2008, février 2009 et novembre 2010 ont lieu lors d'épisodes de crue (voir Figure 3.23).

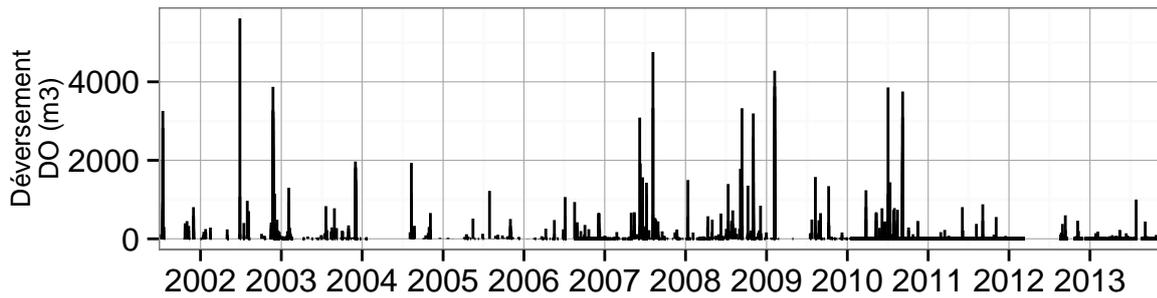


Figure 3.27 – Volume journalier déversé dans la Chaudanne à Grézieu pour le DO6 (Irstea)

3.7. BILAN DES DONNÉES UTILISÉES

Les Tableaux 3.10 et 3.11 résument l'ensemble des données climatiques, hydrologiques et géographiques décrites dans ce chapitre. Ces données ont été utilisées pour mettre en œuvre le modèle J2000P (maillage, forçage, paramétrage) et l'évaluer. La mise en œuvre, décrite dans le chapitre 4, consiste à choisir un maillage et à paramétrer le modèle. Le chapitre 4 décrit l'évaluation du modèle, effectuée sur la période 2005-2012 pour les forçages atmosphériques et sur l'année 2008 pour l'occupation du sol. Les données d'usage du sol ont été utilisées pour établir des scénarios futurs d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales. L'influence de l'évolution de l'usage du sol et de la gestion des eaux pluviales sur l'hydrologie a été évaluée en analysant des simulations effectuées à partir du modèle J2000P (chapitre 7).

Tableau 3.10 – Bilan des données climatiques et hydrologiques utilisées dans le cadre de la thèse pour les forçages et l'évaluation du modèle J2000P

Variabes	Source	Résolution	Début du suivi	Pas de temps
Pluie	Irstea	Pollionnay ; Grézieu ; Col de la Croix du Ban	1997 ; 1997 ; 2005	variable
Pluie	Grand Lyon	Pression ; Batières ; La Tour de Salvagny	1985	6 min
Pluie	Météo-France	Brindas	2004	1 h
T°, humidité, vitesse vent, Rayonnement, précipitation totale	SAFRAN	8x8 km ²	1970	1 h
Pluie	DuO	1x1 km ²	1970	1 h
Pluie	SAMPO	250x250 m	1985	1 h
Débit rivière	Irstea	23;19;7;4;2 km ²	2009;2010;1997;2005;1997	variable
Débit rivière	DREAL	130;48 km ²	1988;1969	variable
Débit DO6	Irstea	0,16 km ²	2001	variable
Débit DO5,7,10,11,13	SIAHVY/Lyonnaise	-	2010-2012	1 h
Volumes annuels déversés simulés	Grand Lyon	-	2008-2013	annuel

Tableau 3.11 – Bilan des données géographiques utilisées dans le cadre de la thèse pour le paramétrage du modèle J2000P

Variabes	Source	Résolution	Date
Topographie	BD TOPO de l'IGN	25 m	
Occupation du sol	UMR EVS 5600	2,5 m (raster)	2008
Usage du sol	UMR EVS 5600	- (vect.)	1970, 1990, 2008
Pédologie	BD DONESOL, SIRA	1/250 000 ^e	
Géologie	BRGM	1/50 000 ^e	
Réseau hydrographique	BD CARTHAGE complétée par Valette (2004)		
Réseaux d'assainissement Ouest	Grand Lyon		2007, 2011
Réseaux d'assainissement Est	SIAHVY/Lyonnaise		2012

Chapitre 4

Mise en œuvre du modèle J2000P sur le bassin de l'Yzeron

RÉSUMÉ

Ce chapitre présente la mise en œuvre du modèle J2000P : choix des forçages atmosphériques, maillage, spécification des paramètres distribués et des paramètres globaux. Le maillage est réalisé suivant la méthodologie décrite dans la section 2.6). Le jeu de paramètres décrit ci-dessous est celui de la simulation dite « de référence ». Elle est effectuée au pas de temps horaire, sans calage. Les paramètres sont estimés à partir des données disponibles ou de valeurs trouvées dans la littérature. La simulation recouvre la période 2003-2012 et s'appuie sur l'occupation du sol de 2008. Les deux premières années de simulation permettent d'initialiser les réservoirs. Cette simulation est utilisée pour évaluer le modèle J2000P (voir chapitre 5).

4.1. MÉTHODOLOGIE

Un modèle hydrologique peut être considéré comme une hypothèse de fonctionnement d'un bassin versant (Beven, 2001b; Andréassian *et al.*, 2009) ou un assemblage d'hypothèses couplées (Clark *et al.*, 2011). Il comprend la description des processus dominants et prédit comment ces processus vont se combiner pour produire la réponse hydrologique du bassin à des forçages externes. L'objectif de la modélisation conduite dans cette thèse est de pouvoir tester des hypothèses de fonctionnement du bassin (Zehe *et al.*, 2006). Pour cela, nous avons fait le choix de ne pas caler le modèle et d'estimer les paramètres directement à partir des données disponibles ou de valeurs référencées dans la littérature. Ce lien explicite entre les paramètres et les données permet de tester l'impact du choix de certains paramètres sur les simulations en opérant une analyse de sensibilité « pas à pas » (voir chapitre 6). Contrairement à une analyse de sensibilité effectuée en optimisant une fonction objectif, l'analyse « pas à pas » ou apprentissage « essai-erreur » consiste à effectuer des allers-retours entre la modélisation et l'analyse des résultats pour améliorer la compréhension des processus simulés (Jankowsky *et al.*, 2014).

La mise en œuvre du modèle nécessite de fournir en entrée du modèle (voir section 2.5.5) :

- les fichiers de forçages atmosphériques (pluie et évapotranspiration de référence) au pas de temps horaire,
- les fichiers caractérisant les entités du modèle (HRU, brins du réseau hydrographique, tronçons du réseau d'assainissement),
- les fichiers caractérisant les paramètres distribués – c'est-à-dire propres à chaque maille élémentaire – de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales,
- les valeurs des paramètres globaux, identiques pour toutes les mailles.

Pour simplifier la spécification des paramètres distribués, des classes de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales sont choisies à partir de l'analyse des données. Le modèle peut être initialisé en fixant une valeur de remplissage initiale pour chacun des réservoirs. Les deux premières années de la simulation étant utilisées pour initialiser les réservoirs, leur remplissage initial est fixé à 0.

Le jeu de paramètres décrit ci-dessous est celui de la simulation dite « de référence ». Le modèle a ensuite été évalué sur la base de cette simulation (chapitre 5) et une analyse de sensibilité à certains paramètres a été menée (chapitre 6).

4.2. FORÇAGES ATMOSPHÉRIQUES

Les données de pluie des sept pluviomètres situés sur le bassin (voir section 3.2.1) sont fournies en entrée du modèle au pas de temps horaire. La pluie de chaque HRU est calculée par le modèle par interpolation inverse distance de la pluie des quatre pluviomètres les plus proches (voir chapitre 2, section 2.4.3). La correction altitudinale ne semblant pas pertinente au pas de temps horaire, elle a été désactivée. Le coefficient de puissance p de la méthode d'interpolation est égal à 2.

L' ET_{ref} utilisée en entrée du modèle est l' ET_{ref} uniforme calculée pour l'ensemble du bassin en moyennant les ET_{ref} de chaque maille SAFRAN, pondérées par la surface du bassin qui recoupe chacune de ces mailles (voir section 3.2.2.b).

4.3. MAILLAGE

4.3.1. Découpage du réseau hydrographique et des sous-bassins naturels

4.3.1.a. Identification des brins du réseau

Nous avons choisi le réseau hydrographique de Valette (2004) et Schmitt *et al.* (2004) comme réseau de référence. Il est constitué de 472 segments de longueur moyenne 340 m. Dans la donnée

brute récupérée, ces segments ne sont pas jointifs et il manque l'information sur la topologie¹. Des traitements SIG ont été réalisés pour joindre les segments entre eux et les fusionner entre deux confluences afin d'obtenir des brins de rivière. Les brins du réseau hydrographique ont ensuite été redécoupés aux emplacements des stations de mesure de débit et des DO. Les principaux DO du bassin de l'Yzeron ont été recensés lors du projet AVuPUR ; 29 sont présents sur le bassin de Taffignon. Il y a 7 stations de débit sur le bassin dont une qui est l'exutoire.

4.3.1.b. Découpage des sous-bassins naturels

Le découpage du contour du bassin versant de Taffignon et des sous-bassins naturels a été réalisé à partir du logiciel ArcGis 10.1 et du package HEC-GeoHMS² qui inclut la boîte à outils ArcHydroTools. La méthodologie est décrite par Merwade (2012). Les différents traitements SIG conduisant au découpage des sous-bassins et des brins sont décrits dans ce qui suit.

Première étape : traitement du MNT

Un « surface reconditionning » a été réalisé sur le MNT à partir du réseau hydrographique décrit au-dessus. Cette étape consiste à diminuer de façon artificielle à la fois la hauteur du MNT à l'endroit où se trouve la rivière et la hauteur des cellules voisines au bord du cours d'eau pour éviter la formation d'îles fictives inexistantes près de l'axe de la rivière. Les trous du MNT sont ensuite bouchés pour empêcher qu'une cellule ait une altitude inférieure à celle des huit cellules l'entourant.

Deuxième étape : identification des points de drainage

Pour découper le bassin versant en sous-bassins naturels, le logiciel calcule la direction du flux de chaque cellule du MNT à partir de la méthode D8 (O'Callaghan et Mark, 1984) et l'accumulation de ce flux. A partir d'une surface minimale de drainage définie par l'utilisateur et de l'accumulation du flux, le logiciel détermine un réseau hydrographique. Pour pouvoir comparer l'influence de la taille de la maille sur le résultat des simulations, deux aires drainées seuils ont été utilisées (1 km² et 0,6 km²). Les confluences du réseau correspondent aux points de drainage ou exutoires des sous-bassins. Le réseau hydrographique obtenu par détermination de l'accumulation du flux étant plus ramifié que le réseau hydrographique pris en référence, les points de drainage n'existant pas dans le réseau de référence sont éliminés manuellement. Des points de drainage sont également ajoutés aux emplacements des stations de débit et des DO. Lorsqu'un DO se situe à proximité d'un point de drainage naturel, aucun nœud n'est rajouté. Dans le cas où un DO est proche d'un autre DO ou d'une station de débit, un nœud est rajouté, même si cela conduit à la création d'un sous-bassin naturel de petite taille. C'est le cas du DO se trouvant en aval de la station du Pont de la Barge (voir Figure 3.11). Bien qu'il soit positionné très près de la station, il a été pris en compte afin que les rejets simulés du DO ne brulent pas le débit simulé à l'emplacement de la station de débit. Trois sortes de points de drainage sont donc possibles : rivière, DO, DO+rivière. Une fois l'ensemble des exutoires identifiés, les sous-bassins versants sont découpés automatiquement par le logiciel.

1. Pour rappel, la topologie décrit la manière dont chaque brin de rivière est relié aux autres brins. Elle représente les chemins empruntés par l'eau, de l'amont à l'exutoire du bassin.

2. www.hec.usace.army.mil/software/hec-geohms

Nettoyage et création de la topologie

Ce découpage automatique peut générer des polygones multiparties ou de très petites tailles qui sont redécoupés ou fusionnés aux polygones voisins. La topologie $HRU \rightarrow brin$ est réalisée manuellement car le réseau utilisé n'est pas le réseau dérivé du MNT mais le réseau de référence. Le réseau hydrographique est également nettoyé : les brins qui drainent une surface plus petite que la surface minimale de drainage sont éliminés.

Résultats

Au final, il y a le même nombre de brins que de sous-bassins. Les sous-bassins naturels découpés à partir des seuils minimaux de drainage 1 km^2 et $0,6 \text{ km}^2$ sont présentés sur les Figures 4.1 et F.1. Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 4.1. Il y a 85 sous-bassins dans le découpage 1 et 131 dans le découpage 2. Le plus petit sous-bassin fait $0,015 \text{ km}^2$. Il correspond au sous-bassin entre la station de débit de Pont de la Barge et le DO n°6, tous deux instrumentés par Irstea. **Par la suite, le découpage 1 sera le découpage de référence et le découpage 2 sera utilisé pour tester la sensibilité du modèle au nombre de brins de réseau** (voir chapitre 6).

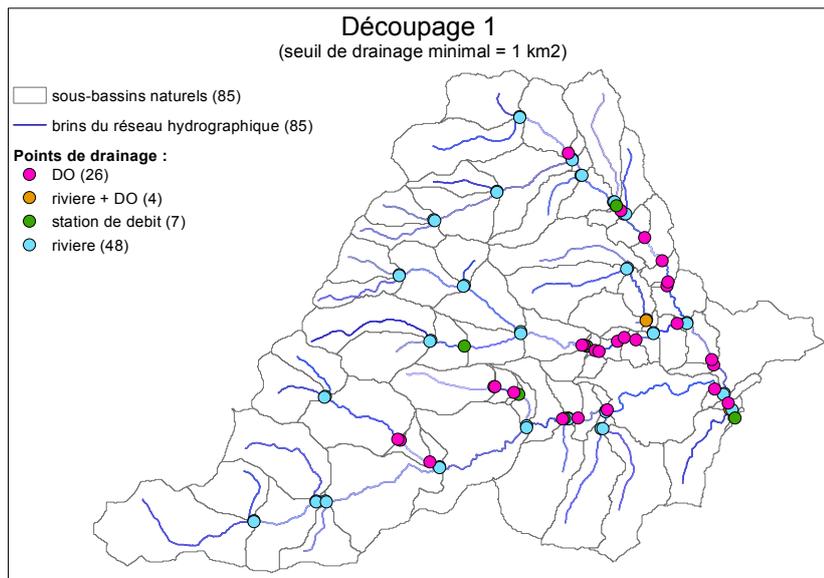


Figure 4.1 – Découpage des sous-bassins naturels pour un seuil de drainage de 1 km^2

4.3.2. Découpage des sous-bassins urbains

4.3.2.a. Rappels sur la gestion des eaux pluviales sur le bassin

Sur le bassin de l'Yzeron, la gestion des eaux pluviales se fait majoritairement par des réseaux unitaires. Localement, des réseaux pluviaux ont été installés (Marcy l'Etoile, Grézieu, Chaponost, Craponne ; voir chapitre §3.5.1). Certains de ces réseaux sont connectés au réseau unitaire et ne se jettent pas directement dans le réseau hydrographique. Dans le cadre de la thèse, nous avons choisi de ne pas considérer les réseaux pluviaux dans le découpage. Nous faisons l'hypothèse que

Tableau 4.1 – Récapitulatif des caractéristiques des deux découpages en sous-bassins naturels

	Découpage 1	Découpage 2
Seuil minimal de drainage	1 km ²	0,6 km ²
Points de drainage	48 « rivière » 26 « DO » 7 « stations de débit » 4 « rivière + DO »	94 « rivière » 26 « DO » 7 « stations de débit » 4 « rivière + DO »
Nombre de sous-bassins	85	131
Surface moyenne des sous-bassins	1,5 km ²	0,97 km ²
min-max	0,015 - 6,1 km ²	0,015 - 4,2 km ²
écart-type	$\Delta = 1,4$ km ²	$\Delta = 0,9$ km ²
Surface du bassin	127,5 km ²	127,5 km ²
Total de brins	85	131
Linéaire du réseau hydrographique	110 km	126 km

ces réseaux sont locaux et peuvent être considérés comme des réseaux de drainage secondaires par rapport au réseau principal. Ils sont donc négligés dans ce travail.

4.3.2.b. Précédents travaux

Lors du projet AVuPUR, le découpage du bassin versant de Taffignon a été adapté à la problématique périurbaine pour une application du modèle J2000 sur ce bassin (Dehotin, 2009; Branger *et al.*, 2013). Le travail réalisé alors, en partie réutilisé dans le cadre de la thèse, est décrit dans ce paragraphe.

Les données du réseau d'assainissement récupérées au cours du projet AVuPUR ont été utilisées pour identifier les principaux DO, réaliser un premier découpage des sous-bassins urbains et déterminer le réseau d'assainissement rattaché à ces sous-bassins. Seul le drainage par le réseau hydrographique naturel est explicitement pris en compte dans la modélisation avec J2000. Des sous-bassins urbains ont été délimités autour des principaux DO considérés comme exutoires du réseau dans le milieu naturel. Les informations utilisées pour le découpage étaient les emplacements des collecteurs, les sens d'écoulements, le cadastre, le zonage d'assainissement du Grand Lyon et du SIAHVY et le découpage spatial du Grand Lyon pour leur modélisation avec CANOE. Un recensement exhaustif des DO a été réalisé et les principaux DO ont été sélectionnés pour réaliser le découpage. Les services de gestion des réseaux d'assainissement ont répertorié 68 DO (57 pour la partie Grand Lyon et 11 pour la partie SIAHVY) et des relevés de terrain réalisés par des chercheurs de l'Université Lyon 2 ont permis d'identifier environ 180 points de rejet sur le bassin (Schmitt *et al.*, 2007). Lors du projet AVuPUR, 42 points de rejets ont été retenus.

Pour la partie gérée par le Grand Lyon, la délimitation des sous-bassins urbains s'est appuyée sur le découpage spatial réalisé par l'INSA pour la modélisation CANOE sur le réseau du Grand Lyon (Figure 4.2 à gauche). Des ajustements ont été réalisés car le découpage des sous-bassins du modèle CANOE s'appuie sur un drainage par le réseau d'assainissement et non par le réseau

hydrographique. Les exutoires des sous-bassins ne sont donc pas les mêmes. Pour la partie amont, le découpage a été réalisé par digitalisation manuelle car aucune procédure automatique ne permet de délimiter précisément les zones drainées par le réseau d'assainissement (Figure 4.2 à droite). La digitalisation a consisté à parcourir le réseau de collecteurs de l'aval vers l'amont à partir des points de rejet identifiés afin de délimiter la surface drainée associée au point de rejet considéré. L'ensemble des zones bâties proches des collecteurs d'assainissement parcourus ou appartenant à un zonage d'assainissement drainé par les collecteurs parcourus est intégré dans le sous-bassin urbain associé au point de rejet considéré. Au total, 61 sous-bassins urbains ont été délimités.

Le drainage des sous-bassins urbains est assuré par un réseau de collecteurs créé à partir du réseau de conduites fourni par les gestionnaires des réseaux d'assainissement sur le bassin et constitué des collecteurs de plus grands diamètres. Lors du projet AVuPUR, l'identification du réseau principal a aidé au découpage mais n'a pas servi à la modélisation avec le modèle J2000.

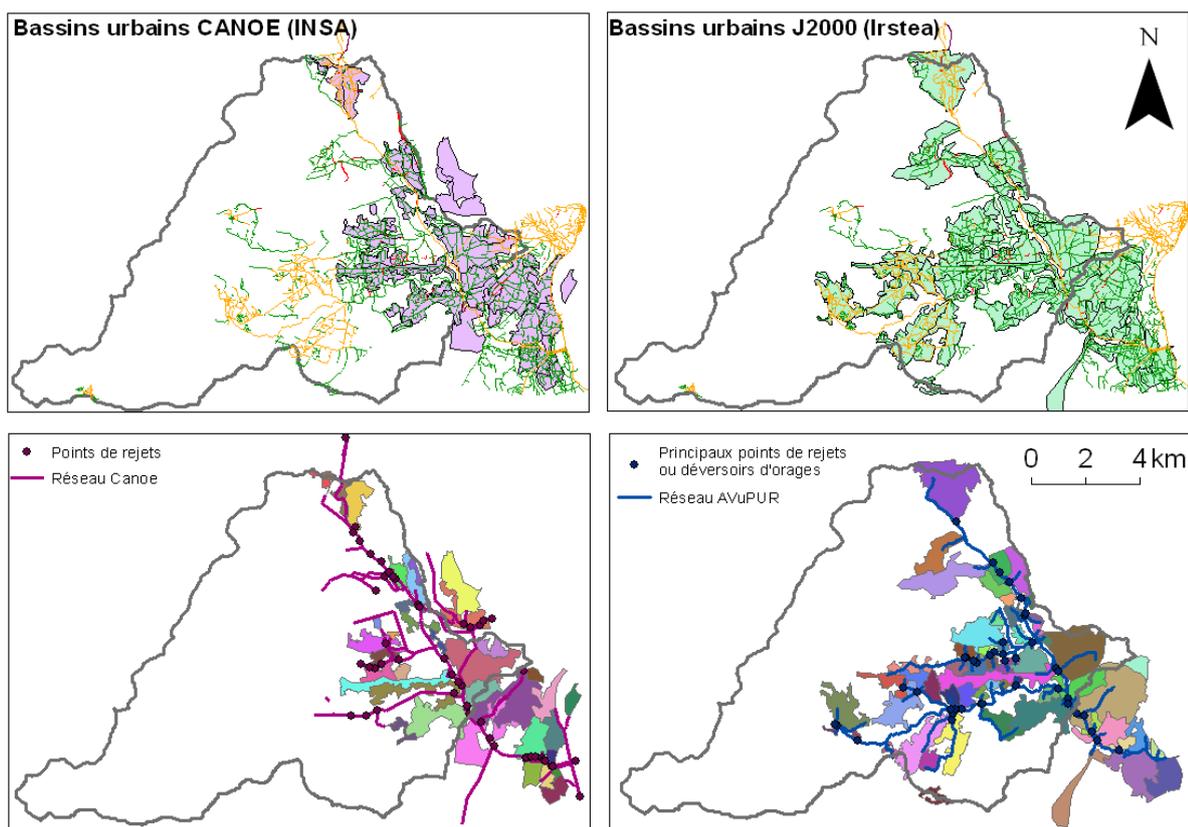


Figure 4.2 – Découpage des sous-bassins urbains et du réseau d'assainissement pour le modèle CANOE et pour le modèle J2000, dans le cadre du projet AVuPUR

4.3.2.c. Choix des sous-bassins urbains de J2000P

Les travaux décrits précédemment et les mises à jour qui ont été effectuées par le Grand Lyon pour la modélisation CANOE ont été utilisés pour établir le découpage des sous-bassins urbains du modèle J2000P.

Pour la partie gérée par le Grand Lyon, les sous-bassins urbains utilisés sont ceux découpés par les agents du Service Etude qui ont une bonne connaissance du terrain. Le découpage CANOE utilisé lors du projet AVuPUR s'appuyait sur des données du réseau digitalisées en 2000. Ces données ont été mises à jour par le Grand Lyon en 2013. La nouvelle version a été utilisée pour l'application du modèle J2000P (bassins verts sur la Figure 4.3). Le découpage des sous-bassins urbains de CANOE a été réalisé de sorte que tout le réseau du Grand Lyon soit modélisé. Dans le cadre de la thèse, seuls les sous-bassins dont la gestion des eaux pluviales pouvait avoir une influence sur le comportement hydrologique du bassin de Taffignon ont été sélectionnés. Certains de ces sous-bassins sont en dehors du bassin de Taffignon mais sont connectés au réseau principal qui traverse le bassin étudié. Le contour des bassins sélectionnés a été nettoyé avec des règles topologiques établies dans ArcGIS pour qu'ils ne se superposent pas. Aucun sous-bassin n'a été délimité pour la partie de la commune de Dardilly drainée par un réseau unitaire. Cette zone n'est pas connectée au réseau du Grand Lyon mais à la Roselière de la Beffe, opérationnelle depuis le printemps 2011. La roselière a pour but d'assurer une gestion des eaux usées et des eaux pluviales, notamment dans les zones non raccordées à une station d'épuration (d'après Multiple, le Magazine de Dardilly, novembre 2011). Comme la gestion reste locale, ce réseau n'a pas été modélisé.

Pour la partie gérée par le SIAHVY, le découpage réalisé par [Dehotin \(2009\)](#) a été utilisé et complété par les sous-bassins de la commune de Pollionnay (connectée au réseau du Grand Lyon) et par un sous-bassin de la commune d'Yzeron (connectée à une STEP dans le bassin). La digitalisation a été effectuée manuellement, en suivant le même protocole que [Dehotin \(2009\)](#). Sur Pollionnay, le réseau est de type unitaire sur le sud de la commune et le centre bourg, et de type séparatif sur les autres secteurs. En sortie de la commune, le réseau rejoint le réseau du Grand Lyon. Aucun sous-bassin n'a été délimité pour la commune de Saint-Laurent de Vaux dont seul le centre-ville est connecté au réseau d'eaux usées. Dans cette commune, une STEP à roseaux (230 EH) a été construite et est opérationnelle depuis mars 2012. Les maisons éloignées sont en assainissement non collectif. Il y a beaucoup de ruissellement sur la commune mais du fait de l'urbanisation peu dense, il n'y a aucune technique de rétention collective. La gestion des eaux pluviales se fait principalement à la parcelle sauf en quelques rares endroits où des réseaux séparatifs ont été construits et se jettent dans les rivières proches (entretien téléphonique avec le maire de Saint-Laurent de Vaux, août 2012).

Pour les zones gérées par les communes, des sous-bassins urbains ont été délimités sur la commune de Sainte-Consorce connectée au réseau du Grand Lyon à l'intérieur du bassin et sur la commune de Chaponost, à cheval sur la frontière topographique et connectée au réseau du Grand Lyon à l'extérieur du bassin de Taffignon. D'après le schéma directeur d'assainissement

de la commune de Sainte-Consorce, le réseau dessert le Bourg, la Zone Artisanale et le secteur de Quincieux. Les autres habitations sont en assainissement non collectif. L'ensemble des eaux collectées rejoint le réseau du Grand Lyon au niveau de trois points d'entrée. Le réseau est unitaire avec des extensions en séparatif (secteurs du Bourg et de la zone industrielle). Il est équipé d'un DO en amont du raccordement de la zone industrielle. Les réseaux séparatifs rejoignent le Ratier pour la partie centrale du bourg et le ruisseau de Méginant pour le reste (entretien téléphonique avec l'adjoint à l'urbanisme et à la voirie de la commune de Sainte-Consorce, octobre 2013).

Au total 108 sous-bassins urbains ont été délimités (Figure 4.3) :

- Grand Lyon : 54 sous-bassins dont les eaux pluviales rejoignent le réseau principal présent dans le bassin et 16 sous-bassins dont les eaux pluviales sont gérées par d'autres réseaux qui se jettent dans des rivières en dehors du bassin,
- SIAHVY : 24 sous-bassins,
- Sainte-Consorce : 4 sous-bassins,
- Lentilly : 1 sous-bassin,
- Chaponost : 1 sous-bassin.

Ce découpage a permis de recenser tous les sous-bassins urbains du bassin versant de Taffignon.

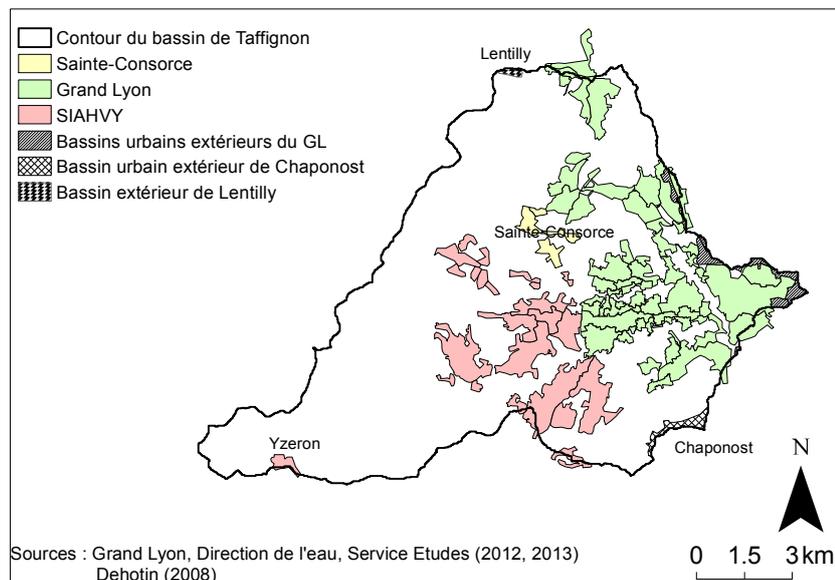


Figure 4.3 – Premier découpage des sous-bassins urbains. Les sous-bassins dits extérieurs sont les sous-bassins non connectés au réseau principal

4.3.2.d. Simplifications

Pour correspondre aux objectifs de la modélisation conduite dans cette thèse, des simplifications ont été effectuées. Le sous-bassin urbain d'Yzeron n'est pas pris en compte car son exutoire est une STEP qui rejette les eaux traitées dans la rivière Yzeron, proche de la commune

(Figure 4.4a). Par rapport à l'échelle de la modélisation, la modification locale des écoulements des eaux pluviales peut être négligée. Pour la commune de Chaponost, d'après les informations sur le réseau d'assainissement, il y a très peu de zones situées dans le bassin de Taffignon qui sont connectées au réseau unitaire de l'autre côté du bassin (Figure 4.4b). Cette partie de la commune gère par ailleurs ses eaux pluviales via des fossés ou un réseau séparatif qui rejoint le réseau hydrographique dans le bassin de Taffignon. Ce sous-bassin urbain, plutôt de type pluvial qu'unitaire, n'est pas pris en compte par la suite. Un des sous-bassins de Brindas délimité lors du projet AVuPUR et positionné à cheval sur le contour topographique du bassin de Taffignon ne possède en réalité qu'un réseau d'eaux usées (Figure 4.4c). Nous ferons l'hypothèse que dans cette partie plus rurale qu'urbaine de la commune, les eaux pluviales s'écoulent en suivant la topographie. Enfin, sur le sous-bassin urbain de Lentilly, les eaux usées sont drainées par un réseau qui rejoint l'autre versant du bassin, sûrement via une station de relèvement (Figure 4.4d). Pour la gestion des eaux pluviales, des réseaux sont présents mais ils ne sont actuellement pas connectés au réseau situé sur l'autre versant (entretien téléphonique avec le responsable des services techniques de la commune de Lentilly, août 2013). Vu le manque d'informations disponibles, plusieurs hypothèses peuvent se faire : le réseau d'eaux pluviales de Lentilly est connecté au réseau d'eaux usées ; un réseau d'eaux pluviales a été construit en prévision mais les habitations ne sont pas raccordées ; le réseau d'eaux pluviales rejoint des fossés naturels qui permettent l'écoulement et l'infiltration des eaux en dehors de la ville. Nous considérerons cette 3^e hypothèse et supposerons que le sous-bassin urbain de Lentilly n'est pas connecté à un réseau d'assainissement modélisé.

Au final, 94 sous-bassins urbains ont été délimités :

- 82 sous-bassins intérieurs connectés au réseau d'assainissement principal géré par le Grand Lyon,
- 6 sous-bassins extérieurs connectés au réseau principal géré par le Grand Lyon,
- 6 sous-bassins intérieurs connectés à des réseaux d'assainissement autres que le réseau principal.

Les caractéristiques des sous-bassins urbains sont récapitulées dans le Tableau 4.2. Il y a plus de sous-bassins urbains (94) que de sous-bassins naturels dans le découpage 1 (85). La surface occupée par les sous-bassins urbains correspond à 1/3 de la surface totale du bassin. Les sous-bassins urbains sont, en moyenne, quatre fois plus petits que les sous-bassins naturels.

4.3.2.e. Types de sous-bassins urbains

Les types de sous-bassins urbains représentatifs des modes de gestion des eaux pluviales sur le bassin de Taffignon sont :

- les sous-bassins urbains connectés à des réseaux dont l'exutoire est une station d'épuration située dans le bassin versant de Taffignon,
- les sous-bassins urbains connectés au réseau principal du Grand Lyon, dont l'exutoire est la station de Pierre-Bénite située en dehors du bassin versant de Taffignon. Ce réseau est connecté au réseau hydrographique du bassin par le biais de DO,

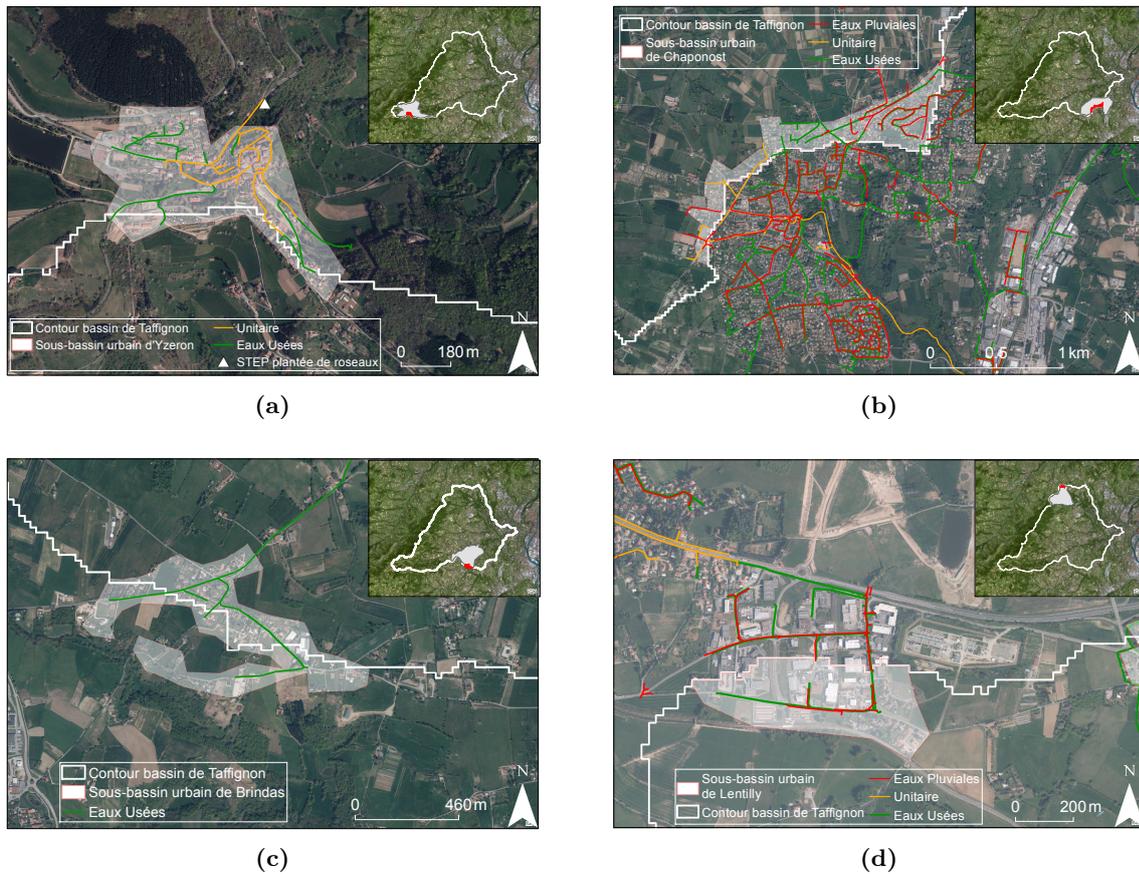


Figure 4.4 – Particularités de certains réseaux d’assainissement à cheval sur les frontières topographiques du bassin à : (a) Yzeron, (b) Chaponost, (c) Brindas, (d) Lentilly

— les sous-bassins urbains connectés à des réseaux d’assainissement et non connectés au réseau hydrographiques dont les exutoires se situent en dehors du bassin versant de Taffignon. Certains de ces sous-bassins se situent à cheval sur les frontières topographiques du bassin. Les sous-bassins découpés sont représentés sur la Figure 4.5.

4.3.2.f. Réseau d’assainissement modélisé

Les collecteurs de plus grands diamètres sont retenus pour modéliser le réseau d’assainissement. Les segments de collecteurs sont joints manuellement en tronçons. 185 tronçons ont été identifiés. Le réseau est tel qu’il y a plus de tronçons que de sous-bassins. Les topologies $HRU \rightarrow \text{tronçon}$, $\text{tronçon} \rightarrow \text{tronçon}$ et $\text{tronçon} \rightarrow \text{brin}$ sont établies manuellement. Le résultat final est présenté sur la Figure 4.6. Par la suite, nous appellerons « réseau n° 1 » le réseau principal géré par le Grand Lyon qui rejoint la STEP de Pierre-Bénite. Nous regrouperons tous les autres réseaux d’assainissement dont l’exutoire se situe en dehors du bassin dans un réseau secondaire dit « réseau n° 2 ». Comme les réseaux séparatifs ne sont pas explicitement décrits, aucune partie du réseau d’assainissement n’est assimilé à un brin de réseau hydrographique. En

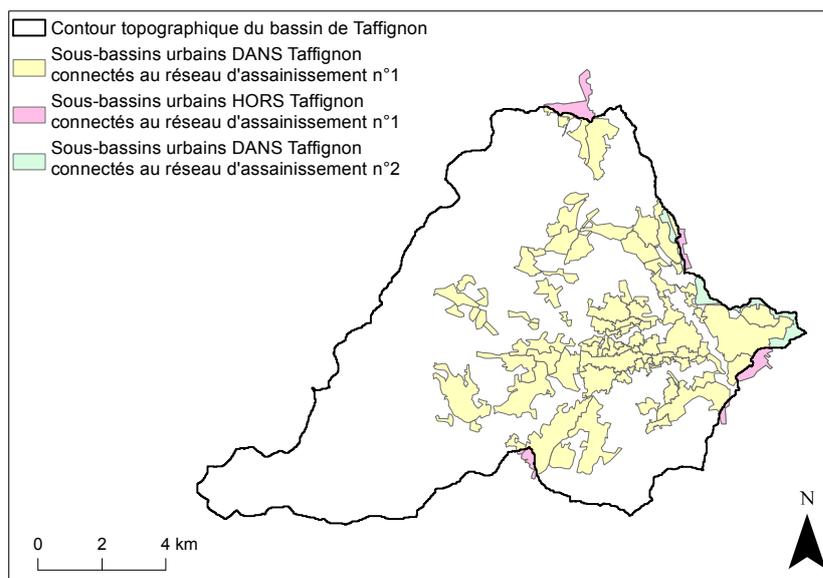


Figure 4.5 – Découpage final des sous-bassins urbains

reprenant la typologie établie dans le paragraphe 2.6.3.b, seuls les cas n^{os} 2 et 3 ont été identifiés sur le bassin de l'Yzeron.

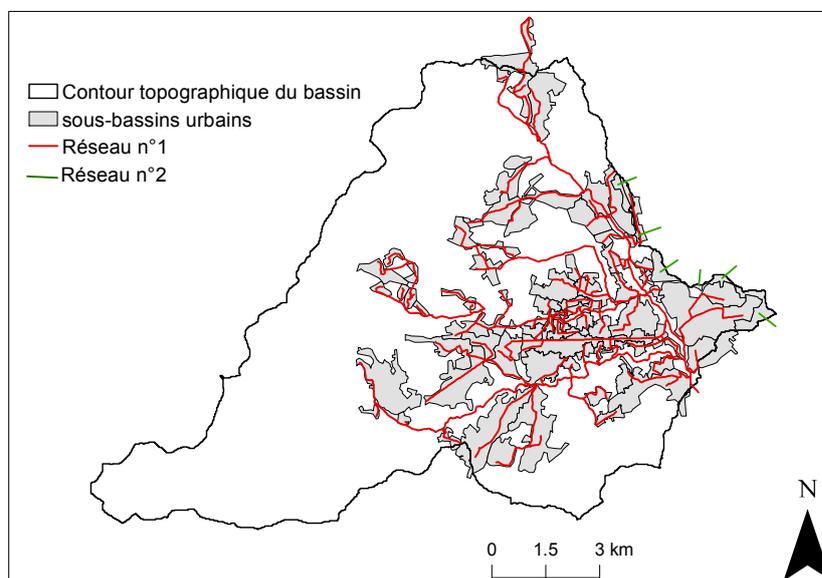


Figure 4.6 – Réseaux d'assainissement et sous-bassins urbains modélisés

4.3.3. Intersection

Les sous-bassins naturels et les sous-bassins urbains sont intersectés pour obtenir les sous-bassins ruraux et les sous-bassins mixtes. Les informations sur les topologies naturelle et urbaine

Tableau 4.2 – Récapitulatif des caractéristiques du découpage des sous-bassins urbains

Nombre de sous-bassins	94
Surface moyenne des sous-bassins	0,37 km ²
min-max	0,025 - 2,52 km ²
écart-type	$\Delta = 0,42$ km ²
Surface totale	35,1 km ²
Total de tronçons	185
Linéaire du réseau	126,5 km

sont conservées. Ainsi, un brin de rivière ou un tronçon de réseau peut recevoir de l'eau produite par plusieurs sous-bassins issus du redécoupage d'un même sous-bassin naturel ou urbain. Les temps de réponse de chaque nouvelle entité ainsi créée ne sont pas différenciés. L'intersection peut conduire à l'apparition de polygones de très petite taille. Tous les polygones créés de surface inférieure à celle du plus petit sous-bassin urbain (0,025 km²) sont fusionnés aux sous-bassins voisins. Les deux découpages finaux sont représentés sur les Figures 4.7 et F.2. Les sous-bassins mixtes 1 sont connectés à un tronçon du réseau n° 1 et les sous-bassins mixtes 2 sont connectés à un tronçon du réseau n° 2. Les caractéristiques des sous-bassins ruraux et mixtes sont récapitulées dans le Tableau 4.3.

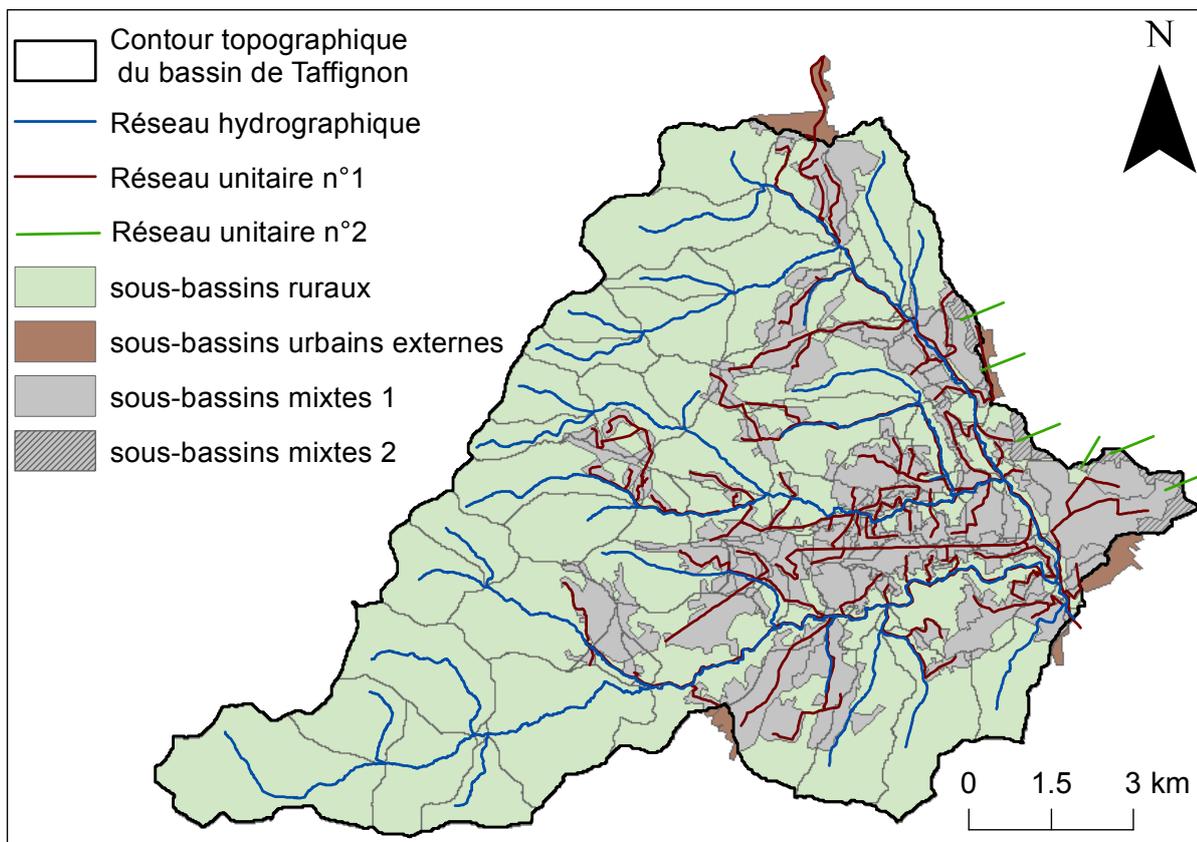


Figure 4.7 – Découpage final pour un seuil de drainage de 1 km²

Tableau 4.3 – Récapitulatif des caractéristiques des sous-bassins ruraux et mixtes

		Découpage 1	Découpage 2
Nombre de mailles sans nettoyage		581 (Surf : 1 m ² à 6,1 km ²)	660 (Surf : 0,2 m ² à 3,7 km ²)
Nombre de mailles après fusion		310	374
Sous-bassins ruraux	Nombre	98	146
	Surface totale	94 km ²	94 km ²
	Surface moyenne	0,96 km ²	0,64 km ²
	Min-max	0,02 - 6,13 km ²	0,02 - 3,67 km ²
	Δ	1,27 km ²	0,74 km ²
Sous-bassins mixtes	Nombre	212	228
	Surface totale	35 km ²	35 km ²
	Surface moyenne	0,16 km ²	0,15 km ²
	Min-max	0,01 - 2,33 km ²	0,01 - 2,33 km ²
	Δ	0,24 km ²	0,23 km ²

4.4. SPÉCIFICATION DES PARAMÈTRES DISTRIBUÉS

Dans ce qui suit, nous présentons la spécification des paramètres distribués pour le découpage 1. L'ensemble des paramètres distribués du découpage 2 est présenté sous forme de cartes dans l'annexe F.

4.4.1. Le réseau hydrographique

Les brins de rivière sont paramétrés dans le modèle par :

- un identifiant (numéro du brin),
- des paramètres géométriques : pente (%), longueur (m), largeur (m), coefficient de Manning-Strickler (m^{1/3} s⁻¹),
- une topologie : numéro du brin aval.

Pente : L'altitude des extrémités amont et aval des brins est déterminée à partir du MNT à 25 m dans ArcGIS. La différence d'altitude entre ces deux extrémités divisée par la longueur du brin et multipliée par 100 donne la pente en pourcentage. Le calcul du routage dans la rivière étant directement relié à la valeur de la pente des brins, les quelques pentes de 0 % ont été remplacées par des pentes de 0,001 %.

Longueur : Les longueurs de chaque brin sont calculées à partir de traitements automatiques dans ArcGIS.

Largeur : La largeur requise correspond à la largeur du lit mineur. Les données du réseau hydrographique utilisé renseignent sur la largeur du lit majeur et le rapport d'encaissement (largeur lit majeur divisé par largeur lit mineur) en certains points du réseau. La largeur du lit mineur se déduit de ces deux valeurs et est extrapolée aux brins adjacents.

Rugosité : Le coefficient de rugosité est un paramètre difficile à déterminer car il varie en fonction du tirant d'eau (ou débit). La rugosité du fond et celle des berges ne sont pas identiques car les matériaux sont plus fins dans le fond que sur les berges qui sont parfois couvertes de végétation plus ou moins dense. La rugosité du fond évolue aussi en fonction de la morphologie du lit. Le lit majeur a donc une rugosité différente de celle du lit mineur. Dans le cas d'une rivière à lit de graviers et à berges non végétalisées, comme c'est le cas sur le bassin de l'Yzeron, la formule empirique de Strickler permet de déterminer la rugosité. Lorsque la granulométrie moyenne est connue, le coefficient de rugosité K ($\text{m}^{1/3} \text{s}^{-1}$) se calcule selon l'équation : $K = 21/d_{50}^{1/6}$, avec d_{50} le diamètre (m) des grains du lit tel que 50% en poids aient un diamètre inférieur (Chow, 1959). Degoutte (2012) recommande l'emploi de cette formule lorsque la granulométrie est étroite. Pour des rivières uniquement sableuses, cette formule surestime les valeurs. Cependant, n'ayant pas d'autres données à disposition que la granulométrie moyenne de chaque segment, cette formule a été utilisée employée.

La rugosité moyenne de $35 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ obtenue sur le bassin de Taffignon par le biais de cette formule à partir des mesures granulométriques est comparable aux rugosités décrites dans les tables pour des rivières de plaine, sans végétation arbustive ou des rivières de plaine large, avec une végétation peu dense (Degoutte, 2012). Le fond des rivières du bassin de Taffignon est en partie constitué de sable et des ripisylves sont présentes le long des cours d'eau. La valeur du coefficient de rugosité est donc diminuée par rapport à la valeur calculée. Par manque d'informations plus précises, une valeur uniforme sera choisie pour l'ensemble du bassin. Les tables indiquant un coefficient de rugosité de $10\text{-}15 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ pour des rivières à berges étroites et très végétalisées, le coefficient choisi est de $25 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$.

Topologie des brins de rivière : Elle est établie lors de l'étape de découpage des sous-bassins versants naturels.

Synthèse : Le Tableau 4.4 résume les résultats obtenus sur les brins du réseau hydrographique du bassin versant de Taffignon. Les variabilités des longueurs de brins et des pentes sont importantes. La variabilité des pentes s'explique par le relief très pentu en amont (au niveau des Monts du Lyonnais) et plat à l'aval. Les cartographies des pentes et des largeurs de brins sont disponibles à l'annexe G.

4.4.2. Le réseau d'assainissement

Les tronçons du réseau sont paramétrés par :

- un identifiant (numéro du tronçon),
- des paramètres géométriques : pente (%), longueur (m), largeur (m), coefficient de rugosité de Manning-Strickler ($\text{m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$),
- une ou deux topologies : numéro du tronçon aval et numéro du brin de rivière connecté au réseau dans le cas où un DO est présent.

Pour le réseau n° 2, des paramètres fictifs sont choisis. Ce réseau sert uniquement à récupérer l'eau de ruissellement des sous-bassins mixtes du bassin de Taffignon recueillie par le réseau 2.

Tableau 4.4 – Synthèse des paramètres géométriques du réseau hydrographique. Les valeurs minimales, maximales, moyennes et l'écart-type (Δ) sont indiqués.

		Rivière
Nombre de brins		310
Coefficient de Strickler ($\text{m}^{1/3} \text{s}^{-1}$)		25
Longueur (m)	min.	58
	max.	4 050
	moy.	1 295
	Δ	1 080
Largeur (m)	min.	1,6
	max.	8
	moy.	4,1
	Δ	2
Pente (%)	min.	0,1
	max.	15,2
	moy.	3,2
	Δ	3,2

Pente : Les données de pente sont uniquement disponibles pour la partie Grand Lyon. Pour chaque tronçon du réseau du Grand Lyon, la pente est égale à la moyenne de la pente des segments de réseau constitutifs de chaque tronçon, pondérée par la longueur des segments. Pour les tronçons sans données (49 sur 185), la valeur de la pente est prise égale à la valeur de la pente moyenne pour la partie Grand Lyon, soit $0,032 \text{ m m}^{-1}$.

Longueur : Les longueurs de chaque brin sont calculées à partir de traitements automatiques dans ArcGIS.

Largeur : La largeur de chaque tronçon s'obtient en faisant une moyenne des largeurs des segments de réseau constitutifs du tronçon, pondérée par la longueur des segments. D'après les données, la majorité des collecteurs est de type circulaire. Or, le modèle J2000P calcule des vitesses d'écoulement pour des entités de section rectangulaire. Les valeurs de largeur correspondant à des collecteurs de section circulaire sont rapportées à la largeur équivalente pour une section rectangulaire (ce qui augmente légèrement les largeurs initiales).

Rugosité : La rugosité des tronçons se déduit du type de matériau constitutif du réseau d'assainissement. Etant donné que plus de 50 % des informations sont manquantes, nous avons supposé une rugosité uniforme de $75 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$, ce qui correspond à un coefficient de rugosité entre celui du béton et celui du PVC (Bourrier, 1997).

Synthèse : Le Tableau 4.5 résume les résultats obtenus pour les tronçons du réseau n° 1. Les cartographies des pentes et largeurs de brin sont disponibles à l'annexe G.

4.4.3. Les HRU

Les HRU sont paramétrées par :

Tableau 4.5 – Synthèse des paramètres géométriques du réseau d'assainissement. Les valeurs minimales, maximales, moyennes et l'écart-type (Δ) sont indiqués.

		Réseau
Nombre de brins		184
Coefficient de Strickler ($m^{1/3} s^{-1}$)		75
Longueur (m)	min	12
	max.	3 852
	moy.	683
	Δ	612
Largeur (mm)	min.	100
	max.	1200
	moy.	500
	Δ	230
Pente (%)	min.	0,3
	max.	23
	moy.	3,2
	Δ	207

- un identifiant (numéro du sous-bassin),
- coordonnées X et Y du barycentre,
- des paramètres géométriques : altitude moyenne (m), surface (m^2), pente (degré),
- une topologie : numéros du brin et du tronçon récepteurs,
- des paramètres hydrologiques :
 - Végétation : coefficients culturaux mensuels (12 valeurs), indices foliaires mensuels (12 valeurs), profondeur racinaire (dm),
 - Coefficient d'infiltration (-),
 - Sol : Capacité d'air ou de drainage (mm) et capacité au champ ou de rétention (mm par décimètre de sol). La capacité au champ étant répartie par tranche de 10 cm de sol, la valeur de la profondeur de sol est nécessaire,
 - Sous-sol : taille (mm) et temps de transfert (h) du réservoir de nappe souterraine,
 - Gestion des eaux pluviales : fraction de chaque flux (RD1, RD2, RG1 et RG1) connecté aux brins et/ou tronçons.

4.4.3.a. Paramètres géométriques

Les coordonnées X et Y du barycentre sont calculées à partir des outils de traitement SIG (projection RGF 1993 Lambert 93). A partir du MNT, deux couches raster sont créées : altitudes et pentes. L'altitude et la pente moyenne de chaque HRU sont calculées en intersectant ces couches raster et la couche vectorielle des HRU et en utilisant des outils de statistiques zonales disponibles dans ArcGIS.

4.4.3.b. Paramètres hydrologiques

VÉGÉTATION

Dans un premier temps, nous nous sommes appuyés sur les travaux de [Branger *et al.* \(2013\)](#) pour calculer les paramètres de végétation (coefficient cultural, indice foliaire et profondeur racinaire). Les classes de végétation sont déterminées à partir de la carte de synthèse de l'occupation du sol simplifiée (voir section 3.4.2). Les classes initiales sont regroupées en trois classes plus :

- urbain = routes + bâti,
- forêt = feuillus + conifères,
- cultures = sols nus + herbacées très chlorophylliennes + herbacées peu chlorophylliennes.

Puis, dans chaque HRU, le pourcentage de chacune de ces trois classes est calculé. Selon la végétation dominante, une classe de végétation est attribuée à chaque HRU ([Branger *et al.*, 2013](#)) :

- classe de végétation 1 : urbain \geq 50 %,
- classe de végétation 2 : urbain < 50 % et % cultures > % forêt,
- classe de végétation 3 : urbain < 50 % et % forêt > % cultures.

Sur le bassin de Taffignon, 8,3 % des HRU ont une classe de végétation 1, 60,6 % ont une classe de végétation 2 et 31 % ont une classe de végétation 3 (Figure 4.8).

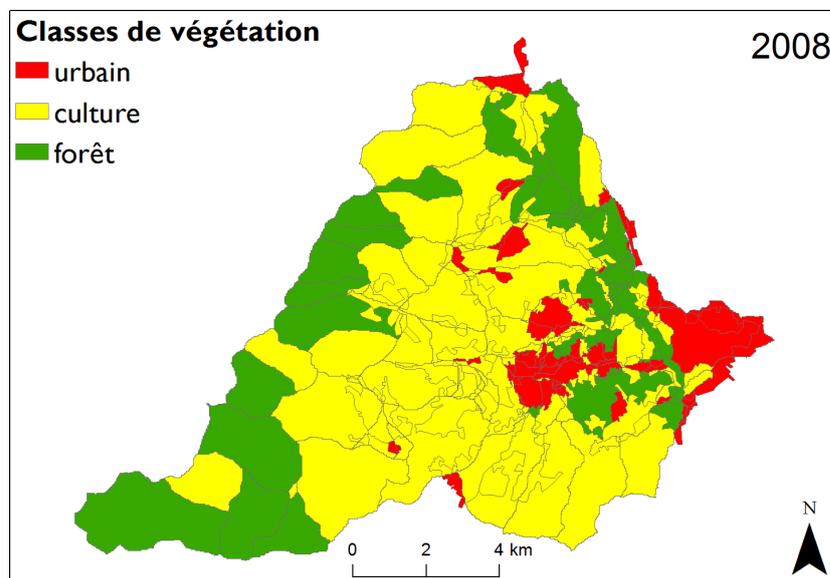


Figure 4.8 – Spécification de la classe de végétation pour chaque HRU

Les coefficients cultureux et la profondeur racinaire de chacune de ces trois classes sont déterminés à partir du guide rédigé par l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture ([Allen *et al.*, 1998](#)). Le coefficient cultural dépend du type de plante ou de culture et de la période de croissance de la végétation. Le coefficient cultural de la classe de végétation 2 a été calculé par moyenne pondérée à partir des coefficients cultureux de différents types

d'agriculture, occupant une certaine surface sur le bassin : arbres fruitiers (30 %), des prairies (50 %), du blé (10 %) et du maïs (10 %). Il varie ainsi entre 0,77 et 1,02. Pour la classe de végétation 3, le coefficient cultural varie entre 1 et 1,5. Pour les zones urbaines, aucune valeur n'est proposée par la FAO. Un coefficient cultural uniforme de 1 a donc été attribué à cette classe de végétation (voir Figure 4.9a). Le guide de la FAO fournit également des fourchettes de valeurs de profondeurs racinaires pour chaque culture. Les valeurs maximales fournies par la FAO ont été prises pour paramétrer la profondeur racinaire des trois classes de végétation. Pour la classe culture, la profondeur racinaire est choisie égale à 1,25 m. Pour la classe forêt, la profondeur racinaire vaut 1,7 m. Dans les zones urbaines, la profondeur racinaire est fixée à 0,75 m.

Pour chacune de ces trois classes, les indices de surface foliaire mensuels sont calculés à partir de la base de données ECOCLIMAP (Masson *et al.*, 2003). Cette base, réalisée par Météo-France, s'appuie sur des observations satellitaires sur l'Europe et fournit des données à la résolution de 1 km². D'après la carte synthèse de l'occupation du sol, il y a 94,8 % de feuillus et 5,2 % de conifères dans la classe forêt sur le bassin de l'Yzeron. La classe feuillus peut être assimilée à la classe « temperate broad-leaved forest » (203) et la classe conifères à la classe « temperate coniferous forest » (211) de la base ECOCLIMAP. Les indices foliaires de la classe 3 sont obtenus en faisant une moyenne pondérée par ces pourcentages des indices foliaires des classes 203 et 211. Pour les zones urbaines, nous faisons l'hypothèse qu'il y a 70 % de zones très urbanisées et 30 % de zones périurbaines ce qui correspond respectivement aux classes ECOCLIMAP « urban and built up » (7) et « temperate sub-urban » (153). Pour les zones agricoles, nous supposons qu'il y a un tiers de prairies, un tiers de cultures et un tiers de zones de culture d'arbres fruitiers, ce qui correspond respectivement aux classes ECOCLIMAP « temperate pastures » (182), « temperate crops » (166) et « temperate fruit trees » (180). Les variations de l'indice foliaire sont représentées sur la Figure 4.9b.

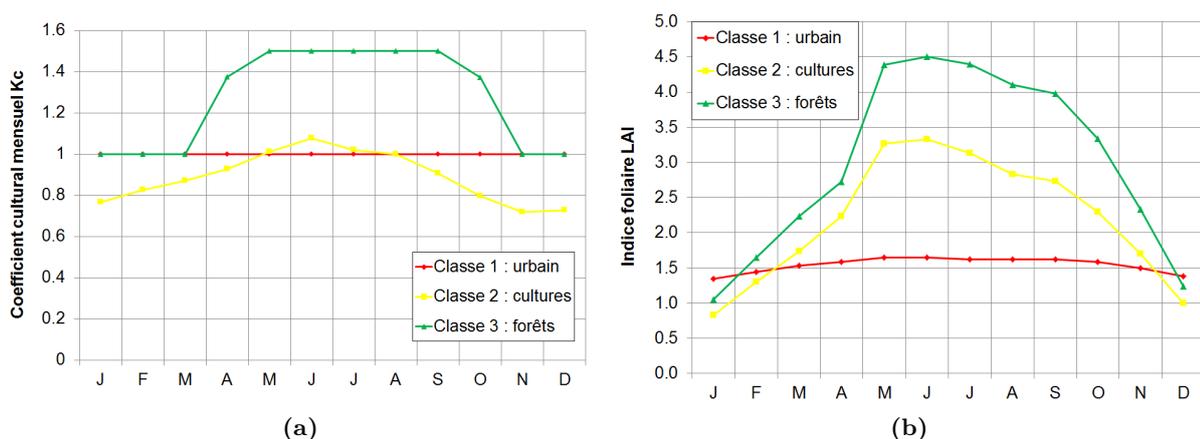


Figure 4.9 – Variation mensuelle des paramètres de végétation : (a) coefficient cultural k , (b) indice foliaire LAI

COEFFICIENT D'INFILTRATION

A partir de la carte de synthèse de l'occupation du sol, la fraction de zones imperméables au sein de chaque HRU est calculée. Le coefficient d'infiltration d'une HRU est ensuite supposé égal à 1 moins la fraction de zones imperméables, assimilée à un coefficient d'imperméabilisation. La Figure 4.10 représente le coefficient d'infiltration spatialisé sur le bassin. En moyenne sur le bassin, il vaut $0,65 \pm 0,22$. Pour les sous-bassins urbains externes, la surface du sous-bassin est ramenée au pourcentage de surfaces imperméables. Le coefficient d'infiltration est artificiellement ramené à 0 pour que ces bassins ne produisent que du ruissellement de surface.

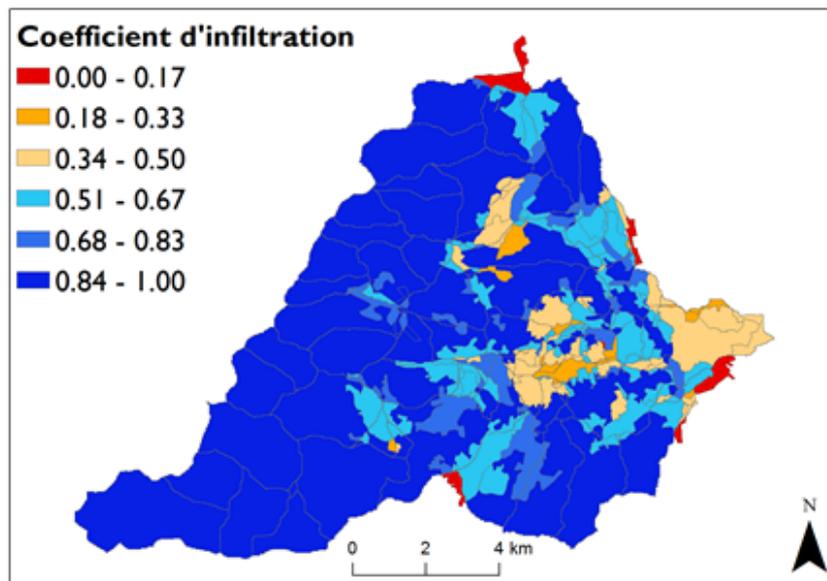


Figure 4.10 – Spécification du coefficient d'infiltration pour chaque HRU. Pour faciliter la lecture, la carte est réalisée à partir de six classes de coefficient (dans le paramétrage, la valeur exacte du coefficient d'infiltration est rattachée à chaque HRU).

SOL

Reconstitution des données sur sol urbain : Les UCS majoritairement présentes sur le bassin sont les UC 100 (sol urbain, 32 %), 102 (25,5 %), 702 (9,5 %), 7021 (8,3 %) et 7041 (7,1 %) (voir section 3.4.3). Hors sols urbains, le bassin est constitué de sables limoneux et de sables argileux issus de différentes roches-mères, ainsi que des colluvions sablo-limoneux à sablo-argileux. Pour l'UCS 100, la base de données ne fournit aucune description du sol. Une reconstitution a donc été effectuée à partir des informations sur le réseau hydrographique et la géologie.

Les données utilisées pour déterminer la constitution des sols sous les zones urbaines sont : la carte du sol, le réseau hydrographique (Schmitt *et al.*, 2004), le découpage hydrogéomorphologique du bassin (Valette, 2004) et la carte géologique simplifiée (Gnouma, 2006). Les données pédologiques manquantes se situent en aval à l'est, sur la partie la moins pentue du bassin où se trouvent les moraines rissiennes et la paléovallée du Rhône. Le contexte géolo-

gique y est le plus perturbé. Afin de reconstruire la donnée pédologique manquante, plusieurs hypothèses ou approximations ont été faites :

- les seules données pédologiques disponibles sont celles décrivant les unités cartographiques déjà présentes sur le bassin. Ainsi, même s'il existe des UCS qui pourraient convenir au contexte géologique en aval (très différent de celui en amont) aucune nouvelle UCS n'est ajoutée lors de la reconstitution du sol,
- le long des cours d'eau, le sol appartient à l'UCS 7041 (colluvions sablo-limoneux à sablo-argileux de thalweg) en amont et 7042 (alluvions sablo-argileux à argilo-sableux de thalwegs et vallées étroites humides) en aval,
- sur le sous-sol loessique, le sol est majoritairement loessique (UCS 708),
- les formes de sol déjà présentes sont extrapolées,
- la géologie est reliée à la pédologie : les UCS manquantes sont déterminées en fonction du sous-sol en se basant sur le calcul des sols majoritaires sur les différents types de sous-sol (voir Tableau 4.6). Ces statistiques permettent de faire des hypothèses sur le sol en fonction de la géologie.

Tableau 4.6 – Intersection des données sol (hors sols urbains) et sous-sol

Types géologiques simplifiés	Surface sur le bassin (%)	Surface croisée avec UCS 100	UCS majoritaires hors UCS 100	UCS majoritaires hors UCS 100 après reconstruction
Gneiss	67,4	51,9 %	102 (44 %), 702 et 7021 (13 %)	102 (39 %), 7021 (19 %) et 702 (16 %)
Alluvions périglaciaires rissiennes	9,0	23,8 %	705 (47 %), 707 (25 %), 702 (20 %)	705 (34 %), 702 (32 %), 7022 (23 %)
Alluvions fluviatiles à cailloux roulés	8,8	20,8 %	702 et 7022 (34 %)	7022 (68 %), 702 (20 %)
Sables et argiles de colluvionnement	6,2	9,7 %	7022 (55 %) et 7041 (16 %)	7022 (77 %) et 7041 (8 %)
Granite d'anatexie	5,3	5,8 %	701 (58 %) et 702 (9 %)	701 (53 %) et 702 (11 %)
Formation loessique	2,1	5 %	708 (48 %) et 702 (39 %)	708 (79 %) et 702 (13 %)
Alluvions fluviatiles modernes	1,3	2,9 %	7042 (58 %) et 1051 (14 %)	7042 (86 %)

Une fois ces règles appliquées, l'UCS 100 est remplacée principalement par l'UCS 102 (voir Tableau 4.7a), qui est constituée de sables limoneux et de sables argileux issus de gneiss et schistes. Pour l'ensemble du bassin, les résultats de la reconstitution en termes de surfaces occupées sur le bassin sont récapitulés dans le Tableau 4.7b pour les principales UCS (Tableau H.1 pour toutes les UCS). Après reconstitution, les UCS majoritairement présentes sur le bassin sont les UCS 102 (26,4 %), 702 (16,5 %), 7021 (15,8 %) et 7041 (13,2 %) (Tableau 4.7b). La cartographie du sol après reconstitution est présentée sur la Figure 4.11.

Analyse des données de sol : La base de données DoneSol renseigne sur les paramètres associés à chaque strate (ou horizon) de sol : épaisseur, taux de sable, d'argile, de limon, pierrosité, etc. Pour obtenir les paramètres de sol nécessaires au modèle (profondeur de sol, capacité au champ et capacité d'air), différentes grandeurs décrivant les propriétés hydrodynamiques des sols ont été calculées à partir des fonctions de pédotransfert de [Rawls et Brakensiek \(1985\)](#).

Tableau 4.7 – Conséquences de la reconstitution du sol : (a) UCS remplaçant l'UCS 100, (b) Surfaces occupées par les principales UCS sur le bassin de l'Yzeron avant et après reconstitution

(a)		(b)		
n° UCS	Pourcentage	n° UCS	Surface (%)	
			avant	après
102	65,6	100	32,1	0,0
702	7,6	102	25,5	26,4
7022	6,3	702	9,5	16,5
7021	5,8	7021	8,3	15,8
7042	4,8	7041	7,1	13,2
7041	4,5	7022	4,4	6,2
701	2,3	7042	3,6	5,4
705	1,3	704	2,9	3,4
708	1,0	701	2,2	3,0

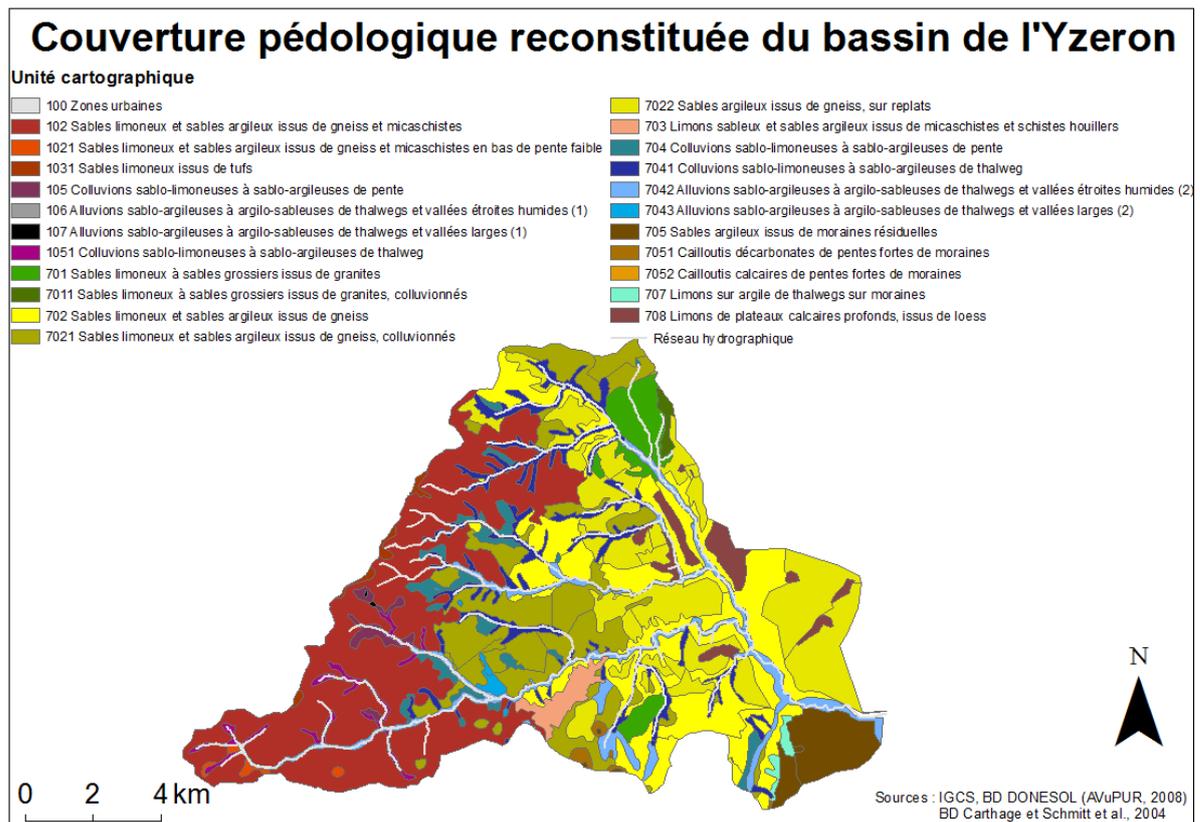


Figure 4.11 – Cartographie du sol reconstitué sur le bassin de l'Yzeron

L'analyse effectuée s'appuie sur les travaux de Manus (2007) et Manus *et al.* (2009) sur la base de données Languedoc-Roussillon et sur les travaux de Tilmant et Braud (2012) sur la base de données PACA. Les détails de l'analyse des données sol sont présentées en annexe I.3.

Classification du sol : La classification s'appuie sur les valeurs exactes de réserve utile calculées à partir de l'épaisseur du sol et de la capacité au champ. La réserve utile (en mm) est la

quantité d'eau stockée dans le volume de sol d'épaisseur h :

$$RU^* = \int_0^z (\theta_c^* - \theta_f) dz \approx (\theta_c^* - \theta_f) \cdot h \quad (4.1)$$

avec θ_f le point de flétrissement qui représente le taux d'humidité sous lequel les forces d'absorption sont supérieures aux forces que la plante génère pour extraire de l'eau (voir annexe I.2). La réserve utile varie en fonction de la texture, de la structure et de la profondeur maximale d'enracinement du sol. En basant la classification sur la réserve utile, les données d'épaisseur du sol et les données de capacité au champ sont prises en compte simultanément. Six classes de sol ont été identifiées à partir de la distribution des valeurs de réserve utile sur l'Yzeron (Tableau 4.8). A chaque classe est rattachée une épaisseur du sol, un stockage maximal, une capacité au champ et une capacité d'air moyennes. La moyenne est calculée à partir des valeurs de toutes les HRU appartenant à une même classe en pondérant par leur surface. Les résultats sont récapitulés dans le Tableau 4.8. Les classes de sol de chaque HRU pour chacun des découpages sont représentées sur la Figure 4.12.

Les épaisseurs de sol calculées varient entre 40 cm et 1 m et les capacités de stockage maximales entre 130 et 460 mm. Ces valeurs sont estimées à partir d'informations fournies par la base de données DoneSol, réalisée à des fins agronomiques et non hydrologiques. Dans cette base, les horizons de surface des profils de sol sont très bien décrits alors que les horizons profonds, qui ne présentent aucun intérêt agronomique, ne le sont pas. Ces derniers horizons jouent pourtant un rôle dans le stockage et la génération des écoulements souterrains dans les bassins versants. Par exemple, [Vannier et al. \(2013\)](#) ont montré que la base de données sol Languedoc-Roussillon pouvaient sous-estimer les capacités de stockage de 87 à 33 %. Les sous-estimations les plus importantes sont pour les sols issus de géologies granitique et schisteuse. Les valeurs calculées ci-dessus peuvent donc être considérées comme des valeurs minimales de capacité de stockage. La sous-estimation étant difficile à quantifier, ces valeurs ont été prises pour la simulation de référence.

Tableau 4.8 – Paramètres de sol par classe. Statistiques pour le découpage 1. Les épaisseurs de sol ont été arrondies à la dizaine supérieure (entre parenthèse l'épaisseur de sol non arrondie). La classe 7 est celle attribuée aux sous-bassins urbains externes.

Classe	RU corrigée (mm)	Pourcentage en surface sur le bassin	Nombre de HRU	Épaisseur moyenne (cm)	RU moyenne (mm)	Stock maximal moyen (mm)	Capacité au champ moyenne (mm)	Capacité d'air moyenne (mm)
1	18-35	2,5	45	40 (36)	25	128	56	72
2	35-45	29,2	54	50	41	188	90	98
3	45-55	43,2	117	60 (57)	49	214	106	109
4	55-65	15,9	36	70 (65)	59	251	129	123
5	65-85	8,1	33	70 (71)	72	287	153	134
6	125-150	1,1	19	100 (96)	131	460	235	225
7	0	0	0	0	0	0	0	0

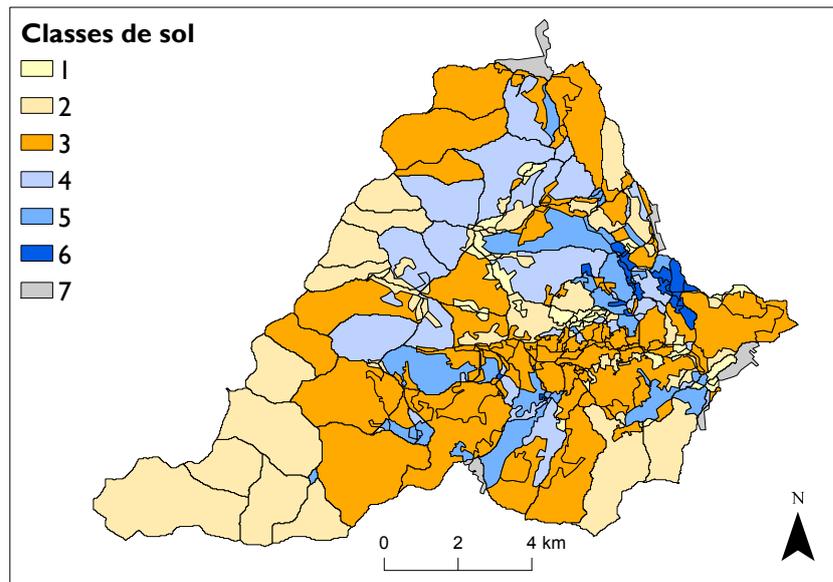


Figure 4.12 – Spécification des classes de sol des HRU

SOUS-SOL

La géologie du bassin de l'Yzeron n'étant pas favorable à la formation de nappes souterraines profondes (Gnouma, 2006), le réservoir RG2 a été désactivé. Seul le réservoir RG1 est pris en compte.

Avec le logiciel ArcGIS, des statistiques zonales sont calculées sur chaque HRU à partir de la couche de géologie simplifiée rastérisée (section 3.4.4). Le sous-sol majoritaire de chaque HRU détermine le type de sous-sol de celle-ci. La cartographie du sous-sol sur le bassin de Taffignon pour le découpage 1 est représentée sur la Figure 4.13. Pour simplifier la géologie, les classes initiales sont ensuite regroupées en deux classes :

- classe 1 de sous-sol : alluvions, formations loessiques, sables,
- classe 2 de sous-sol : gneiss + granite.

Les tailles des réservoirs de nappe sont des paramètres difficiles à estimer. Lors du projet AVuPUR, des méthodes géophysiques ont été utilisées pour caractériser les profondeurs de sol et l'hétérogénéité du sous-sol. Deux transects de résistivité électrique (TRE) ont été réalisés sur le sous-bassin du Mercier et ont montré que les sols sont peu profonds (quelques mètres), mais que les fonds de talwegs peuvent être remplis de roches altérées sur des épaisseurs de 10 à 20 m (Goutaland, 2009). Les TRE sont une mesure ponctuelle qu'il est difficile de spatialiser. Cependant, le sous-sol du Mercier est composé de granite comme une grande partie du bassin. Pour la classe 1 de sous-sol, nous avons donc choisi une valeur de 800 mm pour la taille des réservoirs de type alluvionnaire. Pour la classe 2, la taille des réservoirs a été fixée à 200 mm.

Pour le paramétrage de la simulation de référence, nous avons choisi de fixer le temps de vidange des réservoirs des classes 1 et 2 à 240 heures (soit 10 jours) dans un premier temps.

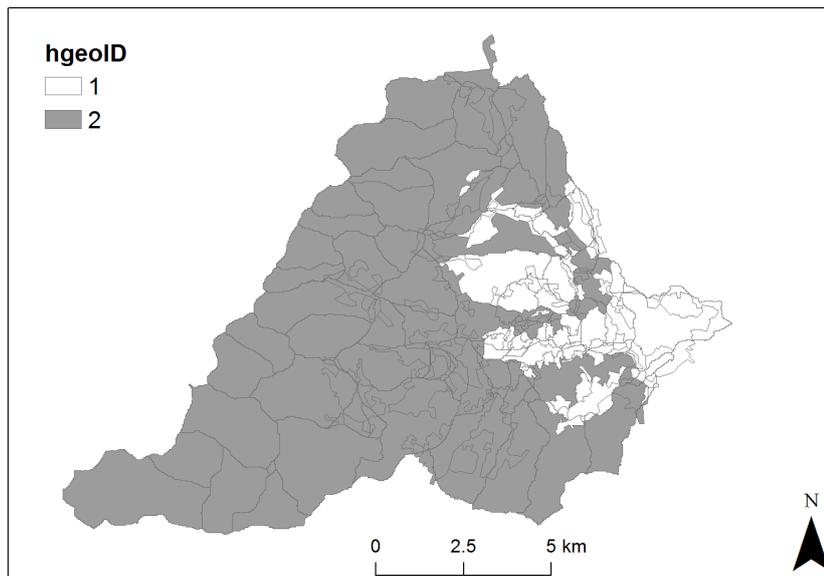


Figure 4.13 – Classes de sous-sol de chaque HRU

Cette valeur est en accord avec une estimation faite indépendamment à partir de l'analyse des récessions présentée en annexe J.

GESTION DES EAUX PLUVIALES

La gestion des eaux pluviales a été catégorisée en trois classes sur le bassin, chacune des classes représentant le mode de gestion des eaux pluviales des sous-bassins ruraux, mixtes et urbains externes :

- classe 1 pour les sous-bassins ruraux : l'ensemble des écoulements produits rejoint le brin de rivière connecté au sous-bassin.
- classe 2 pour les sous-bassins mixtes : la totalité des écoulements RD2, RG1 et RG2 rejoignent le brin de rivière connecté au sous-bassin. Concernant le ruissellement de surface, une partie rejoint le tronçon de réseau et l'autre partie rejoint le brin de rivière,
- classe 3 pour les sous-bassins urbains externes : l'écoulement produit par le sous-bassin est uniquement du ruissellement de surface et rejoint le tronçon de réseau relié au sous-bassin.

La majorité du réseau d'assainissement du bassin collecte les eaux en milieu très urbanisé. Le taux de connexion de la classe 2 est donc fixé à une valeur de 70%. Concernant les sous-bassins urbains externes, nous avons choisi de rapporter la surface totale du bassin à la surface du bassin connectée au réseau et de fixer le taux de connexion au tronçon à 1. Le Tableau 4.9 résume l'ensemble des paramètres de taux de connexion pour chacune des classes. Les HRU étant des sous-bassins, les taux de connexion relatifs aux connexions HRU→HRU sont tous nuls.

Tableau 4.9 – Valeurs des taux de connexion pour chacune des classes de gestion des eaux pluviales

	connexion HRU→HRU	connexion HRU→brin	connexion HRU→tronçon
	$\tau_{cnx,i,HRU}^{RD1}$	$\tau_{cnx,i,brin}^{RD1}$	$\tau_{cnx,i,tronç}^{RD1}$
	$\tau_{cnx,i,HRU}^{RD2}$	$\tau_{cnx,i,brin}^{RD2}$	$\tau_{cnx,i,tronç}^{RD2}$
	$\tau_{cnx,i,HRU}^{RG1}$	$\tau_{cnx,i,brin}^{RG1}$	$\tau_{cnx,i,tronç}^{RG1}$
	$\tau_{cnx,i,HRU}^{RG2}$	$\tau_{cnx,i,brin}^{RG2}$	$\tau_{cnx,i,tronç}^{RG2}$
1	(0,0,0,0)	(1,1,1,1)	(0,0,0,0)
2	(0,0,0,0)	(0.3,1,1,1)	(0.7,0,0,0)
3	(0,0,0,0)	(0,0,0,0)	(1,0,0,0)

4.5. SPÉCIFICATION DES PARAMÈTRES GLOBAUX

Les paramètres globaux s'appliquent à l'ensemble du bassin versant. Certains de ces paramètres n'ont pas de sens physique et sont considérés comme des paramètres de calage. Dans ce cas, ils sont difficilement estimables à partir des données. D'autres paramètres sont reliés à des hypothèses de fonctionnement hydrologique. Dans la simulation de référence, nous avons fait des hypothèses similaires à celles de [Branger *et al.* \(2013\)](#) : nous avons choisi de fixer les paramètres de calage aux valeurs utilisées pour le bassin versant de Géra sur lequel le modèle J2000 a été calibré ([Krause et Hanisch, 2009](#)) et de ne pas prendre en compte certains processus hydrologiques pour simplifier la modélisation.

VEGETATION : La hauteur du réservoir d'interception H_{int} (équation 2.11) est fixée à 1 mm.

SOL : Sur le bassin de l'Yzeron, [Gnouma \(2006\)](#) a montré que les mécanismes de génération de crue dominants varient en fonction des conditions antécédentes d'humidité du sol et des caractéristiques de la pluie (voir section 3.6.3). Dans la simulation de référence, nous avons donc choisi de ne pas prendre en compte les processus de ruissellement hortonien. La capacité maximale d'infiltration I_{max} (équation 2.19) est fixée à une valeur haute de 200 mm h⁻¹ (pour un sol ayant une perméabilité moyenne de 10⁻⁴ cm s⁻¹, la capacité d'infiltration maximale est de 3,75 mm h⁻¹), qui ne doit donc jamais être atteinte.

La répartition de l'eau infiltrée entre les réservoirs MPS et LPS est gérée par le paramètre C_{dist}^{sol} (équations 2.23 et 2.24). Nous faisons l'hypothèse que l'eau qui s'infiltré dans le sol remplit en premier lieu les plus gros pores du sol sous l'effet de la gravité. Le paramètre C_{dist}^{sol} est donc fixé à 0 pour que toute l'eau infiltrée soit transférée au réservoir LPS.

La quantité d'eau pouvant sortir du réservoir LPS est estimée à partir d'une équation empirique dépendant du taux de saturation du sol, de la quantité d'eau dans le réservoir LPS et du paramètre C_{outLPS} (équation 2.30). En premier lieu, la valeur de ce paramètre est fixé à 5, comme dans le modèle J2000 sur le bassin de Géra. Ainsi, plus il y a d'eau dans le réservoir, plus il y a d'eau disponible pour les écoulements verticaux et horizontaux. Pour de faibles taux

de saturation, il est donc plus difficile d'extraire l'eau du sol.

La répartition entre la percolation et l'écoulement de subsurface dépend de la pente de la HRU et du paramètre $C_{LatVert}$ (équations 2.31 et 2.32). Pour que ce paramètre ne favorise pas un écoulement plutôt qu'un autre, nous avons choisi de le fixer à 2.

La percolation est restreinte par une vitesse maximale de percolation $Perc_{max}$. Cette vitesse correspond à la conductivité à saturation du sol. Pour des sols peu perméables, cette conductivité est comprise entre 10^{-6} et 10^{-8} m s⁻¹. Nous avons choisi de la fixer à $2 \cdot 10^{-7}$ m s⁻¹ soit 0,83 mm h⁻¹ (ou 20 mm j⁻¹).

L'eau restante dans le réservoir LPS est diffusée vers le réservoir MPS où elle est mobilisée pour l'évapotranspiration. Le paramètre contrôlant la diffusion C_{diff} (équation 2.33) est fixé à 5 afin que toute l'eau restante dans LPS diffuse dans MPS. Ce choix est identique à celui d'autres modèles agronomiques ou hydrologiques tels que STICS ou TNT2 (Branger *et al.*, 2013).

Pour prendre en compte la diminution de l'évapotranspiration avec la diminution de l'eau dans le sol, l'évapotranspiration produite par le réservoir MPS est modulée par une fonction linéaire caractérisée par un paramètre assimilé au point de flétrissement θ_f (équation 2.29). Le point de flétrissement est calculé à partir de l'équation I.1 en annexe I pour chaque strate du sol. Il varie entre 0,003 et 0,33. Sa moyenne est de 0,11. Nous avons donc fixé le paramètre θ_f à 0,1.

Pour simplifier le modèle, les dépressions en surface du sol ne sont pas prises en compte. Pour cela, la capacité maximale DPS_{max} du réservoir DPS (équation 2.25) est fixée à 0. Il n'y a donc pas de rétention du ruissellement direct et indirect en surface des HRU.

NAPPE : Pour désactiver le réservoir RG2, le paramètre C_{dist}^{nappe} (équations 2.35 et 2.36) a été fixé à 0. Les pentes du bassin étant assez fortes et les nappes rarement hautes, nous avons choisi de ne pas prendre en compte le processus de capillarité. Le processus de remontée d'eau de la nappe au sol n'est donc pas représenté dans la simulation de référence. Le paramètre C_{dist}^{nappe} est fixé à 0.

ROUTAGE INTERNE : Les trois paramètres de routage interne aux HRU sont C_{RD1} , C_{RD2} et C_{RG1} (équations 2.34 et 2.37). Ces paramètres étant identiques à toutes les HRU, il semblait difficile d'estimer une valeur unique pour tout le bassin. Nous avons choisi de fixer ces trois paramètres à 1, ce qui n'entraîne aucun ralentissement des écoulements produits par les HRU. Les écoulements sont donc transférés directement au brin de rivière correspondant.

DO : La hauteur d'eau de déversement est fixée à 40 cm pour tous les DO, ce qui est la moyenne des hauteurs seuil des déversoirs d'orage du réseau du Grand Lyon.

4.6. CONCLUSION

Dans ce chapitre, nous avons mis en œuvre la méthodologie de maillage présentée au chapitre 2. À partir des informations à disposition (topographie, réseau hydrographique, réseau unitaire), un maillage du bassin versant a été réalisé automatiquement pour le découpage en sous-bassins naturels et manuellement pour le découpage en sous-bassins urbains. La complexité du réseau d'assainissement, le manque d'information concernant son utilisation réelle, les dires d'experts sur le fait que la majorité du réseau fonctionne comme un réseau unitaire et la taille du bassin versant à modéliser, ont conduit à ne considérer que la gestion des eaux pluviales par les réseaux unitaires dans la modélisation. Le fonctionnement des réseaux séparatifs et des fossés n'est pas modélisé explicitement pour le moment.

Les paramètres ont ensuite été spécifiés en s'appuyant sur les données disponibles. Une caractéristique importante de la modélisation est le nombre important de paramètres en jeu. Pour les paramètres distribués, la stratégie adoptée a consisté à définir des classes de végétation, sol et sous-sol pour simplifier le paramétrage. Les paramètres distribués de la simulation de référence, renseignés dans les fichiers *vegetation.par*, *soil.par*, *hgeo.par* et *rwm.par*, sont récapitulés dans l'annexe K. Les paramètres globaux sont plus difficiles à spécifier car ils concernent l'ensemble des HRU. Des simplifications ont été réalisées dans un premier temps en ne considérant pas tous les processus hydrologiques possibles. Les paramètres globaux sont synthétisés dans le Tableau 4.10.

Le Tableau 4.11 résume un certain nombre de caractéristiques pour chacun des sous-bassins instrumentés (Figure 4.14). Les sous-bassins de Craponne et Mercier présentent des pentes plus importantes car ils se situent en tête de bassin et englobent les Monts du Lyonnais. Le coefficient d'infiltration moyen est le plus élevé pour le bassin le moins urbanisé (Mercier). A partir des paramètres de chacune des HRU, la capacité maximale des différents réservoirs de la végétation, du sol et du sous-sol a été calculée pour chaque sous-bassin. La capacité maximale de stockage de la végétation est très inférieure à celle des autres réservoirs. En général, le réservoir de plus grande taille est le réservoir RG1. Les paramètres des bassins de la Léchère et de Pont de la Barge sont assez similaires car le bassin du Pont de la Barge est emboîté dans celui de la Léchère. Les bassins les plus urbanisés sont Taffignon et le Ratier. Le bassin qui présente le plus de surfaces forestières est le bassin du Mercier. Les bassins de la Léchère et de Pont de la Barge sont caractérisés par une végétation à dominance agricole. Tous les bassins présentent plusieurs types de sol mais les sols profonds sont faiblement représentés : 8,1 % pour la classe 5 et 1,1 % pour la classe 6 sur le bassin de Taffignon. Les sous-bassins à l'amont ne présentent qu'un type de sous-sol tandis que les sous-bassins à l'aval en présentent deux du fait de la présence d'alluvions. La classification de la gestion des eaux pluviales donne une idée sur le nombre de sous-bassins mixtes, connectés au réseau d'assainissement. Les bassins qui en ont le plus en pourcentage sont la Léchère, Pont de la Barge et Taffignon.

La simulation de référence, dont la spécification des paramètres est décrite dans ce chapitre, est évaluée dans le chapitre suivant et une analyse de sensibilité à certains paramètres est présentée dans le chapitre 6.

Tableau 4.10 – Spécification des paramètres globaux du modèle J2000P pour la simulation de référence

Module	Paramètre	Valeurs	Unité
Régionalisation de la pluie	n	4	-
	p	2	-
	v	1	-
Interception	H_{int}	1	mm
Sol	C_{MPS}/C_{LPS}	1	-
	MPS_{init}/MPS_{init}	0	mm
	I_{max}	200	mm h ⁻¹
	DPS_{max}	0	mm
	C_{dist}^{sol}	0	-
	θ_f	0,1	-
	C_{outLPS}	5	-
	$C_{LatVert}$	2	-
	$Perc_{max}$	0,83	mm h ⁻¹
	C_{diff}	5	-
	C_{RDi}	1	h
Nappe	RG_{init}^{nappe}	0	mm
	C_{dist}^{nappe}	0	-
	C_{cap}	0	-
	DO	c	40

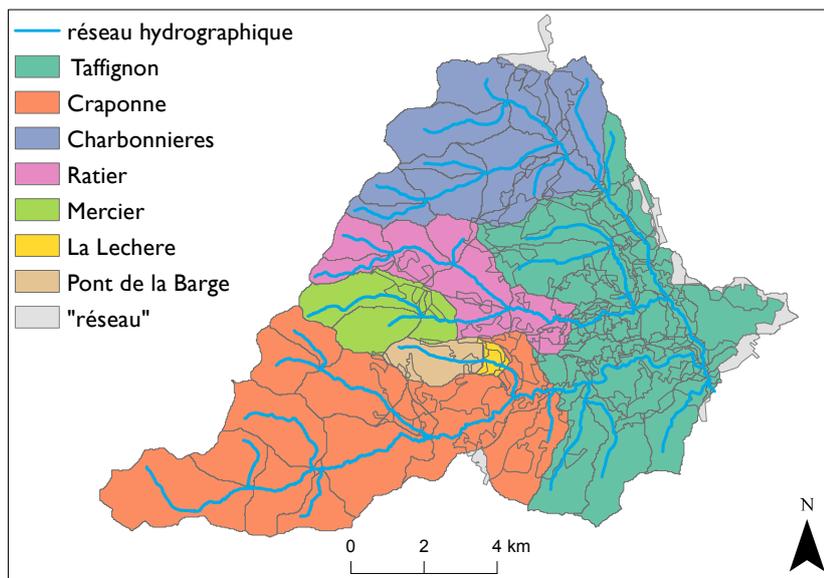


Figure 4.14 – Appartenance de chaque HRU à un sous-bassin instrumenté

Tableau 4.11 – Caractéristiques des paramètres des sous-bassins instrumentés et pourcentages sur leur surface de chaque classe de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales (arrondis à la décimale près). La capacité maximale est indiquée en millions de m³. Les composantes des réservoirs interception, MPS, LPS et RG1 sont en pourcentage de la capacité maximale totale. Ces capacités varient en fonction des mois. Seule la variation hiver-été du réservoir interception est mentionnée. Pour les autres réservoirs, les valeurs sont arrondies à l'unité.

		Taffignon	Craponne	Charbonnières	Ratier	Mercier	Léchère	PontBarge
Surface		127,5	45,47	23,3	18,85	6,86	3,2	2,66
Pente (%)		0,14	0,20	0,12	0,16	0,19	0,09	0,10
Altitude (m)		393	509	346	425	473	373	385
Coeff Infil		0,84	0,89	0,89	0,91	0,95	0,80	0,84
Nb HRU		310	57	33	46	11	13	7
Capacité maximale de stockage (Mm ³)		66	19	10	8	3,0	1,5	1,2
% interc		0,14-0,54	0,17-0,68	0,14-0,56	0,17-0,65	0,17-0,69	0,14-0,56	0,14-0,56
% MPS		25	31	25	30	33	33	35
% LPS		25	31	25	30	32	32	32
% RG1		50	38	50	40	34	34	33
Végétation	1	8,3	0,3	1,0	4,2	0	0	0
	2	60,6	62,6	59,8	67,1	58,8	100	100
	3	31,0	37	39,3	28,7	41,2	0	0
Sol	1	2,5	0,2	1,6	4,1	0	0	0
	2	29,0	42,0	13,2	26,7	8,0	1,1	1,4
	3	43,0	44,1	48,5	35,4	41,9	31,4	28,3
	4	15,8	3,6	35,0	33,8	50,2	1,9	1,3
	5	8,1	10,0	1,6	0	0	64,9	69,1
	6	1,1	0,1	0	0	0	0,6	0
	7	0,5	0,0	0	0	0	0	0
Sous-sol	1	16,1	0	22,2	3,3	0	0	0
	2	83,9	100	77,8	96,7	100	100	100
Gestion des eaux pluviales	1	73,7	81,6	86,6	83,5	89,6	57,5	68,5
	2	25,3	18,4	13,4	16,5	10,4	42,5	31,5
	3	1	0	0	0	0	0	0

Chapitre 5

Évaluation du modèle J2000P

RÉSUMÉ

Le modèle J2000P a été évalué à partir de la simulation de référence décrite au chapitre 4, sur la période 2003-2012. Les deux premières années permettent d'initialiser les réservoirs du modèle. Les résultats sont analysés sur la période 2005-2012 pour correspondre aux données d'occupation du sol datant de 2008. L'évaluation du modèle sur la simulation de référence comprend une évaluation générale à partir des critères de performance, une analyse du bilan hydrique sur toute la période d'évaluation, une analyse graphique sur deux années ayant des régimes pluviométriques différents (2007 et 2009) et une analyse événementielle (une crue hivernale et un événement estival). L'évaluation est réalisée pour le bassin de Taffignon (127,5 km²) et pour ses six sous-bassins : Craponne (45,5 km²), Charbonnières (23,4 km²), Ratier (18,9 km²), Mercier (6,87 km²), La Léchère (3,23 km²), Pont de la Barge (2,67 km²).

5.1. CRITÈRES D'ÉVALUATION

5.1.1. Objectifs

De nombreux auteurs proposent différentes méthodes ou conseils pour évaluer un modèle hydrologique (ASCE, 1993; Legates et McCabe, 1999; Smakhtin, 2001; Krause *et al.*, 2005; Moriasi *et al.*, 2007; Gupta *et al.*, 2008; Ritter et Muñoz-Carpena, 2013; Pfannerstill *et al.*, 2014). Wagener (2003) souligne que les trois dimensions à prendre en compte dans l'évaluation d'un modèle sont ses performances, l'estimation des incertitudes et le caractère réaliste des résultats obtenus. Pour Biondi *et al.* (2012), l'évaluation d'un modèle doit déterminer non seulement ses points forts mais également ses faiblesses. Harmel *et al.* (2014) expliquent que l'évaluation doit être réalisée en fonction de l'utilisation finale : exploratoire, aménagement (développement urbain ou gestion l'eau) ou fin réglementaire. Suite à une enquête en ligne effectuée pour comparer la relation entre jugement expert et critères numériques, Crochemore *et al.* (2014) ont montré que les critères numériques ne peuvent remplacer le jugement expert, notamment pour analyser des hydrogrammes. Ils soulignent également que les évaluations de modèles, qu'elles soient relatives (pour comparer plusieurs modèles) ou absolues, doivent être

basées sur des expertises multiples. Il n'existe donc pas une méthode standard d'évaluation sur laquelle tous les scientifiques s'accordent. Mais de manière générale, les auteurs s'entendent sur le fait que l'évaluation d'un modèle doit s'effectuer de manière *qualitative* par comparaison visuelle entre les valeurs observées et les valeurs simulées et de manière *quantitative* sur la base de différents critères de performance. La difficulté réside dans le choix de ces critères qui peuvent ou non faire l'unanimité parmi la communauté d'hydrologues et qui ne cessent d'être développés (Willmott *et al.*, 2012; Bardsley, 2013; Jagupilla *et al.*, 2014).

Nous avons choisi d'utiliser le modèle J2000P pour comprendre le fonctionnement d'un bassin et tester des hypothèses. Le protocole d'évaluation décrit par la suite a été choisi pour identifier les processus bien représentés et ceux qui le sont moins voire pas du tout.

5.1.2. Évaluation qualitative

La comparaison visuelle entre les valeurs simulées et observées constitue une première évaluation de la performance générale du modèle (ASCE, 1993; Legates et McCabe, 1999). Les quatre types de graphiques qui seront utilisés par la suite sont :

- **les hydrogrammes horaires et agrégés journaliers des débits observés et simulés** (échelles linéaire et logarithmique). Ces graphiques permettent d'identifier les biais du modèle et les décalages dans le temps et en amplitude des débits de pointe et des récessions. L'échelle logarithmique permet d'étudier plus précisément les bas débits et l'échelle linéaire les hauts débits ;
- **les courbes de débits classés ou courbes de probabilités de dépassement** (*Flow Duration Curve* ou FDC). Ces courbes, réalisées à partir des débits journaliers sur une période donnée, décrivent le temps durant lequel un débit est dépassé sur la période. Les FDC illustrent la capacité du modèle à reproduire la distribution des débits journaliers sur la période d'évaluation ;
- **les nuages de points ou « scatterplot » entre les débits observés et simulés**. Ce type de graphique permet d'évaluer la corrélation et la dispersion entre les valeurs observées et simulées ;
- **les courbes de débits moyens mensuels, débits moyens annuels ou débits moyens mensuels interannuels**. Ces graphiques sont utiles pour évaluer la capacité du modèle à représenter les variations saisonnières, annuelles ou interannuelles (donc plutôt dans une optique de bilan).

5.1.3. Critères de performance

Pour de longues chroniques de débit, l'évaluation visuelle et subjective n'est pas suffisante et des calculs mathématiques sur les erreurs produites par le modèle sont nécessaires. Ces erreurs peuvent être normalisées par une mesure de la variabilité des valeurs observées. Différents

critères de performance, basés sur ces calculs d'erreurs, quantifient les différences entre les variables observées et simulées à chaque pas de temps. Pour éviter que les erreurs ne se compensent ou pour évaluer l'erreur cumulée, les valeurs absolues ou les carrés des erreurs effectuées à chaque pas de temps sont sommés. Ceci a pour effet de donner plus de poids aux grandes erreurs, généralement produites lors de pics de crue. Dans ce cas, minimiser les erreurs du modèle identifiées par ces critères revient à améliorer la représentation des hauts débits au détriment des bas débits. D'autres critères de performance ont donc été proposés pour évaluer uniquement les bas débits.

Chacun des très nombreux critères sont proposés dans la littérature vise à évaluer les performances du modèle dans un objectif particulier : analyse globale, événementielle, annuelle ou interannuelle, analyse des hautes eaux ou basses eaux, analyse de la dynamique des pics de crue ou des récessions, etc. Certains de ces critères sont plus souvent utilisés par les hydrologues ce qui facilite les comparaisons entre les modèles. Sur la base de travaux de revue bibliographique et d'analyse de critères de performance de modèles hydrologiques de différents auteurs, sept critères ont été choisis pour caractériser les performances du modèle J2000P. *Moriasi et al. (2007)* recommandent trois critères statistiques pour quantifier systématiquement l'efficacité d'un modèle à simuler des débits proches des observations : le pourcentage de biais ou *PBIAS* (*Gupta et al., 1999*) pour identifier une tendance à la sur- ou sous-estimation, le critère de Nash-Sutcliffe ou *NSE* (*Nash et Sutcliffe, 1970*) pour évaluer la dynamique des débits et la racine de la différence quadratique de l'écart type ou *RSR* (*Singh et al., 2005*). Le *NSE* et le *RSR* étant analytiquement déductibles l'un de l'autre ($NSE = 1 - RSR^2$), le *RSR* ne sera pas calculé par la suite. Pour évaluer les performances du modèle à simuler le comportement des hautes eaux, un autre critère est calculé : le rapport des débits simulés et observés dépassés 10 % du temps (ou R_{Q90}). Pour évaluer la corrélation entre les observations et les simulations, le coefficient de détermination est habituellement utilisé. Mais pour tenir compte de certains biais, *Krause et al. (2005)* conseillent de calculer le coefficient de détermination pondéré par le gradient de la régression linéaire (wR^2). Pour analyser les bas débits, *Pushpalatha et al. (2012)* suggèrent de calculer le critère de *NSE* sur l'inverse des débits (ou NSE_{iQ}). Dans cette même optique, deux autres critères sont calculés : le rapport des débits simulés et observés dépassés 90 % du temps (ou R_{Q10}) et le rapport des indices de débits de base (*BFI*) simulés et observés (ou R_{BFI}). Le *BFI* est un indicateur de signature hydrologique de l'écoulement de base. Le rapport des *BFI* sur les débits simulés et observés en fait un critère de performance. L'ensemble de ces critères et leurs caractéristiques sont décrits et commentés dans l'annexe L.

Pour avoir des ordres de grandeur sur les débits observés et simulés, quatre autres valeurs sont calculées :

- le débit moyen Q_{mean} ($m^3 s^{-1}$). Cette valeur donne une indication sur le régime moyen,
- le débit maximum Q_{max} ($m^3 s^{-1}$). Cette valeur renseigne sur la valeur du débit de pointe le plus fort sur la période observée. Elle est à prendre avec précaution car elle renseigne sur un événement particulier pour lequel les mesures peuvent être parfois très incertaines,
- le débit dépassé 95% du temps Q_{05} ($m^3 s^{-1}$). Ce premier quantile permet de caractériser la sévérité des étiages,

— le débit dépassé 5% du temps Q_{95} ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Ce quantile renseigne sur l'intensité des crues.

Pour mieux comprendre et analyser le rapport R_{BFI} , différentes grandeurs obtenues à partir du filtre numérique sont calculées :

- le volume total ruisselé V_{ruiss}^{tot} ,
- le volume total de base V_{base}^{tot} ,
- le rapport du volume total ruisselé simulé sur le volume total ruisselé observé R_{Vruiss} ,
- le rapport du volume total de base simulé sur le volume total de base observé R_{Vbase} .

Les critères de performance, calculés au pas de temps horaire, journalier et mensuel, sont récapitulés sur des graphiques afin de faciliter les comparaisons. Les critères de NSE et de NSE_{iQ} n'étant pas bornés dans les valeurs négatives, une transformation de ces critères est parfois opérée pour faciliter la lecture graphique. La méthode employée est celle de [Mathevet et al. \(2006\)](#) :

$$C^* = \frac{C}{2 - C} \quad (5.1)$$

avec C^* le critère transformé, borné entre -1 et 1, et C le critère initial. C^* est moins optimiste pour des valeurs de C entre 1 et 0 et plus optimiste pour des valeurs de C négatives. De la même façon, NSE^* et NSE_{iQ}^* sont les critères bornés de NSE et NSE_{iQ} .

5.2. ÉVALUATION GÉNÉRALE

Une première évaluation est réalisée pour les sept sous-bassins sur la période 2005-2012. Les caractéristiques des stations hydrométriques à l'exutoire de ces sous-bassins sont récapitulées dans le Tableau 3.2 (page 111). Pour les sous-bassins du Charbonnières, du Ratier et du Mercier, l'évaluation porte respectivement sur les périodes 2009-2012, 2010-2012 et 2005-2010.

Les critères de performance, calculés pour chacun des bassins versants aux pas de temps horaire, journalier et mensuel, sont présentés sur la Figure 5.1. Les valeurs exactes sont répertoriées dans les Tableaux 5.1, 5.2 et 5.3. Le nombre de chiffres significatifs des débits observés étant de $10^{-3} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour les débits de la banque HYDRO (Taffignon et Craponne) ou récupérés au format HYDRO (Mercier) et de $10^{-5} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour les débits de la base BDOH, les calculs des critères se basent sur les débits arrondis à 10^{-3} ou $10^{-5} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Les indicateurs sur les débits calculés aux pas de temps horaire et journalier sont résumés dans les Tableaux 5.4 et 5.5. Les variables calculées lors du filtrage des écoulements, au pas de temps journalier, sont récapitulées dans le Tableau 5.6.

Pour l'ensemble des sous-bassins, les biais sont négatifs et les débits moyens simulés sont inférieurs aux débits moyens observés. Le modèle a donc tendance à sous-estimer les volumes écoulés. Le calcul de ce critère étant basé sur les volumes, il est quasiment identique aux trois pas de temps. Les bassins de Taffignon, Ratier et Pont de la Barge sont les bassins présentant les biais les moins négatifs. En termes de volumes simulés, le modèle représente mal le comportement de Craponne, du Mercier, du Charbonnières et de la Léchère (biais de

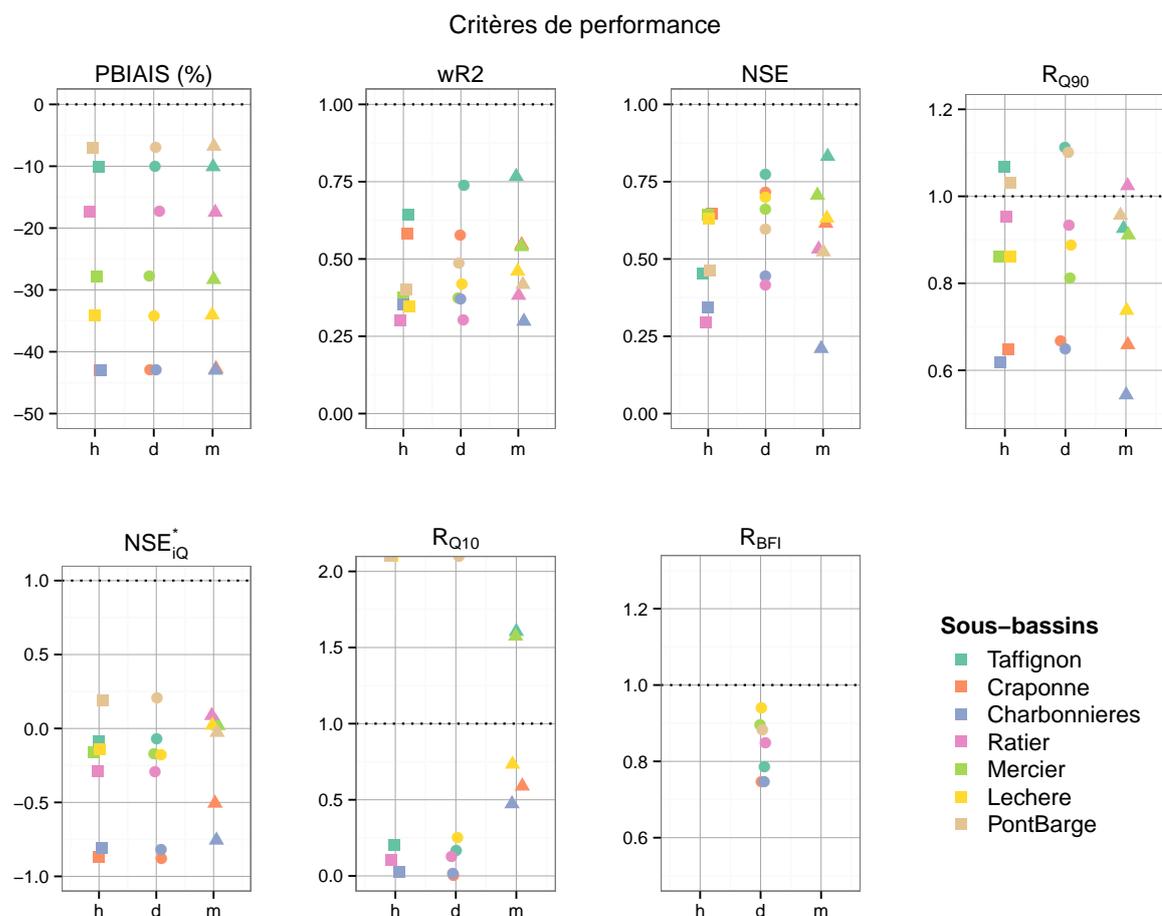


Figure 5.1 – Critères de performance calculés pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012 au pas de temps horaire (h), agrégé journalier (d) et agrégé mensuel (m)

Tableau 5.1 – Critères de performance calculés pour la simulation de référence 2005-2012 au pas de temps horaire, pour chacun des sous-bassins. Pour les sous-bassins du Charbonnières, du Ratier et du Mercier, l'évaluation porte respectivement sur les périodes 2009-2012, 2010-2012 et 2005-2010.

	Période	PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ}	R _{Q10}
Taffignon	2005-2012	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,14	0,20
Craponne	2005-2012	-42,93	0,58	0,65	0,65	-13,41	0,00
Charbonnières	2009-2012	-43,01	0,35	0,34	0,62	-8,91	0,02
Ratier	2010-2012	-17,28	0,30	0,30	0,95	-0,85	0,11
Mercier	2005-2010	-27,75	0,37	0,64	0,86	0,11	X
Lechère	2005-2012	-34,19	0,35	0,63	0,86	-0,34	X
PontBarge	2005-2012	-7,00	0,40	0,46	1,03	0,31	X

-30 à -40 %). Cette sous-estimation globale des volumes écoulés peut s'expliquer de différentes manières : a) une mauvaise représentation des processus hydrologiques modélisés entraînant une mauvaise répartition de la pluie entre les différents flux (ETR et débits) et le stockage dans les compartiments, b) une sous-estimation de la pluie due à des erreurs de mesure ou à une

Tableau 5.2 – Critères de performance calculés pour la simulation de référence 2005-2012 au pas de temps journalier, pour chacun des sous-bassins. Pour les sous-bassins du Charbonnières, du Ratier et du Mercier, l'évaluation porte respectivement sur les périodes 2009-2012, 2010-2012 et 2005-2010.

	Période	PBIAIS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ}	R _{Q10}	R _{BFI}
Taffignon	2005-2012	-10,05	0,74	0,78	1,12	-0,14	0,17	0,79
Craponne	2005-2012	-42,91	0,58	0,72	0,67	-14,40	0,00	0,75
Charbonnières	2009-2012	-42,86	0,37	0,44	0,66	-9,36	0,02	0,75
Ratier	2010-2012	-17,31	0,30	0,41	0,93	-0,83	0,13	0,85
Mercier	2005-2010	-27,74	0,38	0,65	0,82	-0,40	X	0,90
Léchère	2005-2012	-34,16	0,41	0,69	0,89	-0,43	0,25	0,94
PontBarge	2005-2012	-6,97	0,49	0,60	1,10	0,34	X	0,88

Tableau 5.3 – Critères de performance calculés pour la simulation de référence 2005-2012 au pas de temps mensuel, pour chacun des sous-bassins. Pour les sous-bassins du Charbonnières, du Ratier et du Mercier, l'évaluation porte respectivement sur les périodes 2009-2012, 2010-2012 et 2005-2010.

	Période	PBIAIS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ}	R _{Q10}
Taffignon	2005-2012	-10,03	0,77	0,83	0,93	0,08	1,60
Craponne	2005-2012	-42,81	0,55	0,62	0,65	-2,04	0,58
Charbonnières	2009-2012	-42,96	0,30	0,21	0,54	-6,20	0,49
Ratier	2010-2012	-17,50	0,38	0,53	1,02	0,16	3,74
Mercier	2005-2010	-28,31	0,54	0,70	0,91	0,03	1,57
Léchère	2005-2012	-34,02	0,46	0,63	0,74	0,04	0,74
PontBarge	2005-2012	-6,83	0,42	0,53	0,95	-0,05	5,49

Tableau 5.4 – Indicateurs calculés pour la simulation de référence au pas de temps horaire, pour chacun des sous-bassins

	Q _{mean} ^{sim}	Q _{mean} ^{obs}	Q ₀₅ ^{sim}	Q ₀₅ ^{obs}	Q _{max} ^{sim}	Q _{max} ^{obs}	Q ₉₅ ^{sim}	Q ₉₅ ^{obs}
Taffignon	0,53	0,59	0,001	0,002	136,84	68,01	2,24	1,92
Craponne	0,17	0,30	0,0	0,007	52,31	41,35	0,77	0,99
Charbonnières	0,06	0,10	0,00004	0,00160	6,23	6,42	0,31	0,34
Ratier	0,08	0,10	0,00004	0,00051	5,32	2,15	0,37	0,38
Mercier	0,03	0,05	0,0	0,0	8,75	9,50	0,14	0,14
Léchère	0,01	0,02	0,0	0,0	2,17	2,89	0,06	0,06
PontBarge	0,01	0,01	0,0	0,0	1,73	2,85	0,05	0,04

Tableau 5.5 – Indicateurs calculés pour la simulation de référence au pas de temps journalier, pour chacun des sous-bassins

	Q _{mean} ^{sim}	Q _{mean} ^{obs}	Q ₀₅ ^{sim}	Q ₀₅ ^{obs}	Q _{max} ^{sim}	Q _{max} ^{obs}	Q ₉₅ ^{sim}	Q ₉₅ ^{obs}
Taffignon	0,53	0,59	0,001	0,002	36,40	46,00	2,16	1,88
Craponne	0,17	0,30	0,0	0,007	13,28	16,39	0,74	0,99
Charbonnières	0,06	0,10	0,0001	0,0019	1,97	2,11	0,29	0,34
Ratier	0,08	0,10	0,0001	0,0006	1,90	1,59	0,36	0,38
Mercier	0,03	0,05	0,0	0,0	2,12	4,10	0,13	0,14
Léchère	0,01	0,02	0,0	0,0	0,95	1,56	0,06	0,07
PontBarge	0,01	0,01	0,0	0,0	0,88	0,77	0,05	0,05

Tableau 5.6 – Variables calculées lors du filtrage des écoulements, au pas de temps journalier, pour chacun des sous-bassins

	BFI_{sim}	BFI_{obs}	V_{ruiss}^{sim}	V_{ruiss}^{obs}	V_{base}^{sim}	$V_{base,sim}^{obs}$	$R_{V_{base}}$	$R_{V_{ruiss}}$
Taffignon	0,49	0,62	67,94	55,81	65,26	92,28	0,71	1,22
Craponne	0,48	0,65	22,50	26,93	21,01	49,30	0,43	0,84
Charbonnières	0,49	0,65	3,50	4,16	3,33	7,78	0,43	0,84
Ratier	0,58	0,68	2,42	2,21	3,30	4,72	0,70	1,09
Mercier	0,53	0,59	2,59	3,05	2,91	4,39	0,66	0,85
Léchère	0,48	0,51	1,64	2,27	1,51	2,35	0,64	0,72
PontBarge	0,50	0,57	1,35	1,25	1,37	1,65	0,83	1,09

mauvaise spatialisation de la pluie, c) une surestimation des débits mesurés. Les erreurs sur la mesure étant difficiles à quantifier, nous nous attacherons par la suite à tenter de comprendre les faiblesses dans la modélisation.

La meilleure corrélation est obtenue pour le bassin de Taffignon : $wR2$ est égal à 0,64 au pas de temps horaire, 0,74 au pas de temps journalier et 0,77 au pas de temps mensuel. Les bassins pour lesquels les débits observés et simulés sont les moins corrélés sont les bassins du Charbonnières et du Ratier. Cela peut s'expliquer par le peu d'observations disponibles. Les graphiques de corrélation entre les débits observés et simulés complètent ces résultats. Les Figures 5.2 et 5.3 pour le pas de temps horaire et journalier à l'échelle normale (Figures M.1 et M.2 pour le pas de temps horaire et journalier à l'échelle logarithmique) montrent la dispersion des débits autour de la première bissectrice. Le bassin de Pont de la Barge présente la plus grande dispersion des débits. La droite de la régression linéaire et son équation sont également affichées sur les figures. Entre les deux pas de temps, la principale différence s'observe dans la dispersion des valeurs : les débits journaliers sont moins dispersés autour de la droite $x = y$ (effet de lissage obtenu en moyennant les débits horaires), que ce soit pour les forts débits ou les bas débits. Les droites des régressions linéaires sont assez semblables mais comme les débits journaliers sont plus centrés autour de la première bissectrice, le coefficient de détermination (non pondéré) est meilleur au pas de temps journalier. Pour tous les sous-bassins excepté Pont de La Barge, la pente de la régression est inférieure à 1 ce qui confirme la tendance à la sous-estimation. La Figure 5.2 montre que les hauts débits ont plutôt tendance à être surestimés pour les plus grands bassins (Taffignon, Craponne) alors qu'ils sont plutôt sous-estimés pour les petits bassins et notamment pour les bassins de la Léchère et du Mercier.

Le NSE horaire est compris entre 0,30 pour la station du Ratier et 0,65 pour la station de Craponne. Il est égal à 0,45 pour le bassin Taffignon. La dynamique des pics de débit est dans l'ensemble plutôt bien modélisée sauf à l'exutoire des deux sous-bassins du Charbonnières et du Ratier. Ce critère est meilleur au pas de temps agrégé journalier qu'au pas de temps horaire. Le NSE est compris entre 0,77 pour Taffignon et 0,41, toujours pour le Ratier. Le NSE du sous-bassin de Craponne est un peu moins bon que celui de Taffignon au pas de temps journalier (0,72). Ces résultats montrent la capacité du modèle à estimer les bilans et à simuler le fonctionnement moyen du bassin. Au pas de temps mensuel, le NSE s'améliore encore pour les bassins de Taffignon, Mercier et du Ratier mais se dégrade pour les autres sous-bassins pour

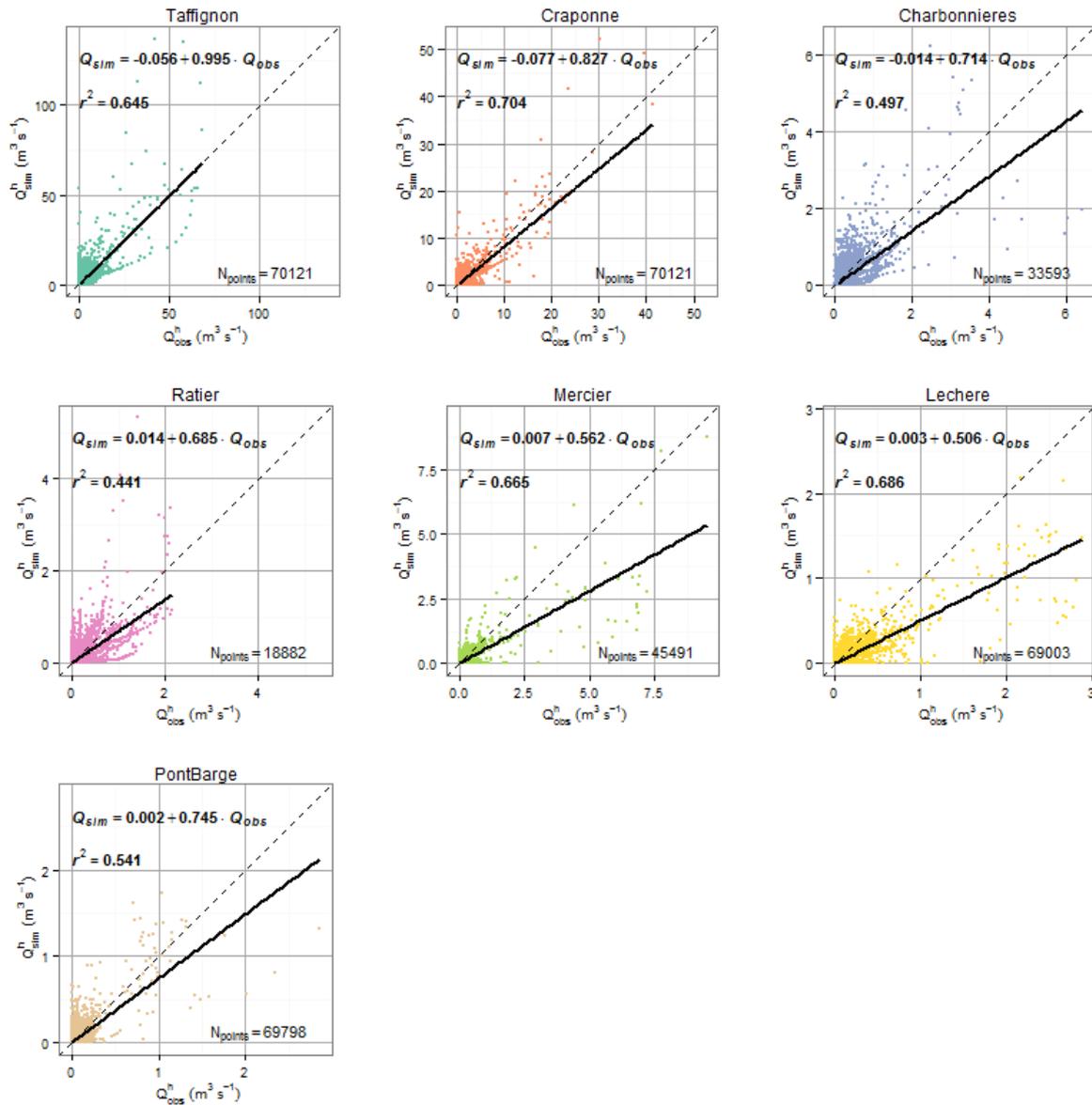


Figure 5.2 – Scatterplot pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012 au pas de temps horaire. La ligne en pointillé représente la première bissectrice. La ligne en trait plein représente la droite de la régression linéaire. Son équation et le coefficient de détermination sont mentionnés sur chacun des graphiques.

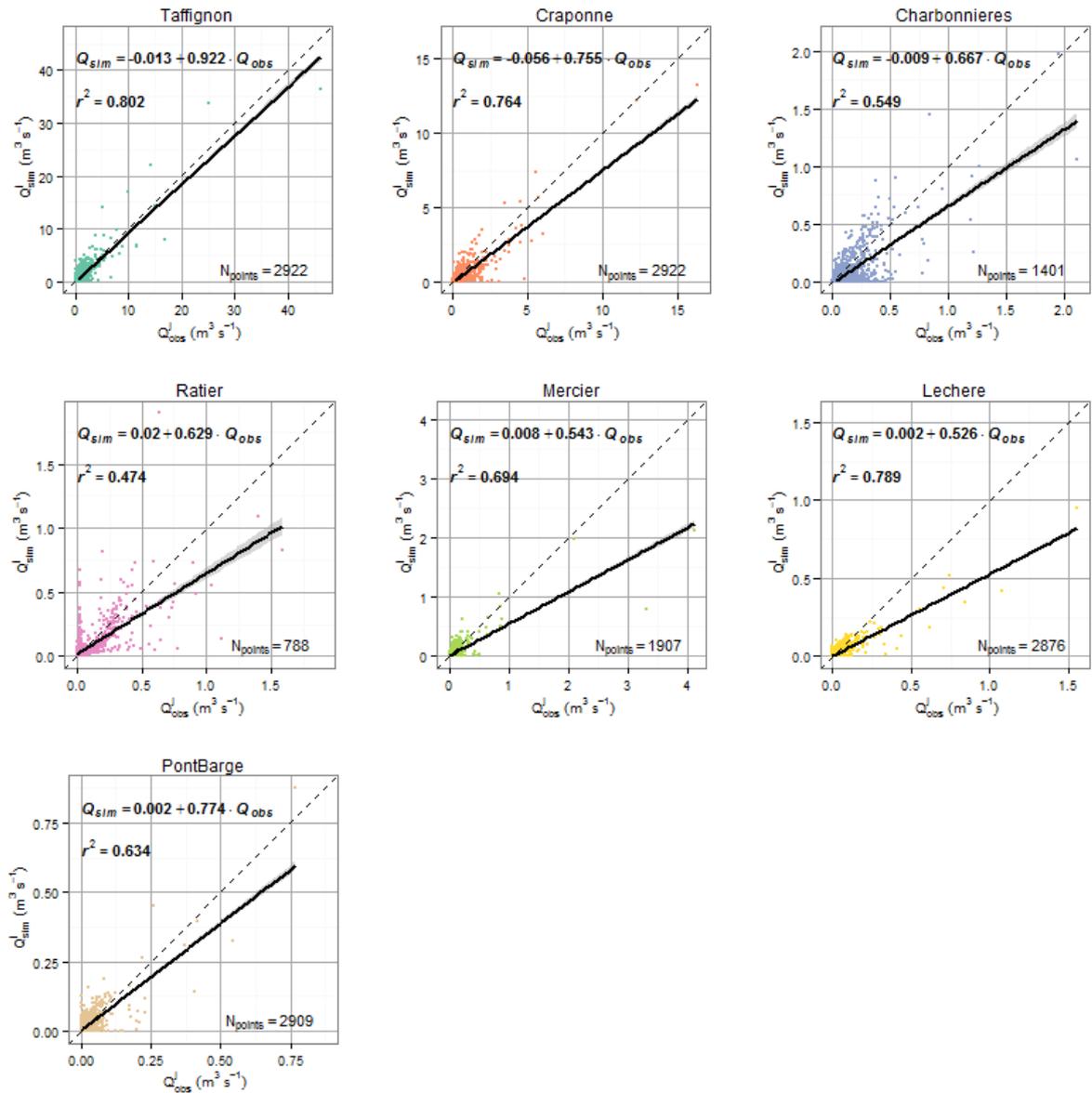


Figure 5.3 – Scatterplot pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012 au pas de temps agrégé journalier. La ligne en pointillé représente la première bissectrice. La ligne en trait plein représente la droite de la régression linéaire. Son équation et le coefficient de détermination sont mentionnés sur chacun des graphiques.

lesquels il n'y a pas beaucoup de données. Il n'y a pas de relation évidente entre la performance du modèle et la taille du bassin puisque les meilleurs NSE sont obtenus pour les deux plus grands sous-bassins (Taffignon et Craponne) et les deux plus petits (Mercier et Léchère).

Le R_{Q90} est supérieur à 1 aux pas de temps horaire et journalier pour les bassins de Taffignon et Pont de la Barge, ce qui signifie que pour ces sous-bassins, le débit simulé dépassé 10 % du temps est supérieur au débit observé dépassé 10 % du temps. Le R_{Q90} est inférieur à 1 pour les autres sous-bassins. Au pas de temps mensuel, la période d'évaluation est trop courte pour tirer des conclusions satisfaisantes sur des tendances sur les débits classés moyens mensuels. Ces résultats sont confirmés par les valeurs de Q_{95} horaires observées et simulées (voir Tableau 5.4). Sur les bassins de Taffignon et de Pont de la Barge, pourtant de tailles très différentes, les Q_{95} ont tendance à être surestimés de respectivement +16 % et +25 %. Pour les autres sous-bassins, le Q_{95} a plutôt tendance à être sous-estimé, entre -22 % pour Craponne et -2,6 % pour le Ratier. Le régime des forts débits est le moins bien simulé pour Craponne et Charbonnières.

Les valeurs de NSE_{iQ} (tableaux) ou NSE_{iQ}^* (graphiques) ne sont pas satisfaisantes. Le NSE_{iQ}^* est compris entre -0,8 pour Craponne et 0,2 pour Pont de la Barge. Il est égal à -0,14 pour Taffignon. Les performances, moins mauvaises aux pas de temps agrégés, sont généralement négatives ce qui souligne la difficulté du modèle à simuler la dynamique des bas débits. Les Figures 5.2 et 5.3 appuient en partie ces résultats : la dispersion des bas débits est très importante.

Le R_{Q10} est très inférieur à 1 pour tous les bassins aux pas de temps horaires et journaliers. Cela confirme la mauvaise simulation des étiages par le modèle. Le R_{Q10} n'apparaît pas sur le graphique lorsque le Q_{10} observé est nul. Il est égal à 0 lorsque la valeur de Q_{10} simulé est nulle. Le Q_{05} est sous-estimé d'un facteur 10 sauf pour les bassins de la Léchère et de Pont de la Barge pour lesquels le Q_{05} est nul¹ (voir Tableau 5.4).

Le R_{BFI} , calculé uniquement pour le pas de temps agrégé journalier, est compris entre 0,75 et 0,95. Il est inférieur à 1 pour tous les bassins ce qui signifie que le BFI_{sim} est inférieur à BFI_{obs} . Pour aller plus loin, il faut analyser les variables calculées suite à l'opération de filtrage numérique (voir Tableau 5.6). Les valeurs de BFI étant calculées sur la base du volume total écoulé simulé ou observé, il est intéressant de comparer aussi les volumes ruisselés et de base, simulés et observés. Au pas de temps journalier, la comparaison de ces volumes indique que le modèle ne simule pas assez de débit de base, et ce notamment pour les bassins de Craponne et Charbonnières. En ce qui concerne les volumes ruisselés simulés, ils sont trop importants pour les bassins de Taffignon, du Ratier et de Pont de la Barge et pas assez pour les autres bassins. Ceci peut expliquer en partie pourquoi dans certains bassins les critères de NSE_{iQ}^* et R_{Q10} sont mauvais : il y a trop de ruissellement et pas assez de débit de base pour assurer une certaine quantité d'eau dans la rivière en période d'étiage. Une mauvaise représentation du

1. Le Q_{05} simulé peut être égal 0 suite à l'arrondi effectué sur les débits simulés. Initialement, le modèle ne simule pas de débit nul.

ruissellement sur les surfaces imperméables et de la vidange de la nappe souterraine peut être à l'origine de ce comportement. Le fait que la dynamique ne soit pas bien captée peut aussi expliquer en partie ces résultats.

La Figure 5.4 résume les principales caractéristiques des régimes hydrologiques observé et simulé. L'analyse qualitative des courbes de débits classés confirme l'incapacité du modèle à bien représenter le régime des basses eaux. Les régimes intermittents du Mercier (cours d'eau du bassin du Mercier), et de la Chaudanne (cours d'eau des bassins de la Léchère et de Pont de la Barge) ne sont pas exactement reproduits, même si le modèle simule des très bas débits (parfois assimilés à des débits nuls pour correspondre à la précision des données). Le modèle est plus performant en ce qui concerne les hautes eaux. Dans tous les cas, la sous-estimation des bas débits se produit pour tous les sous-bassins, sauf pour celui de Pont de la Barge pour lequel les bas débits sont surestimés. Le régime hydrologique du bassin de Taffignon semble le mieux simulé parmi tous les sous-bassins.

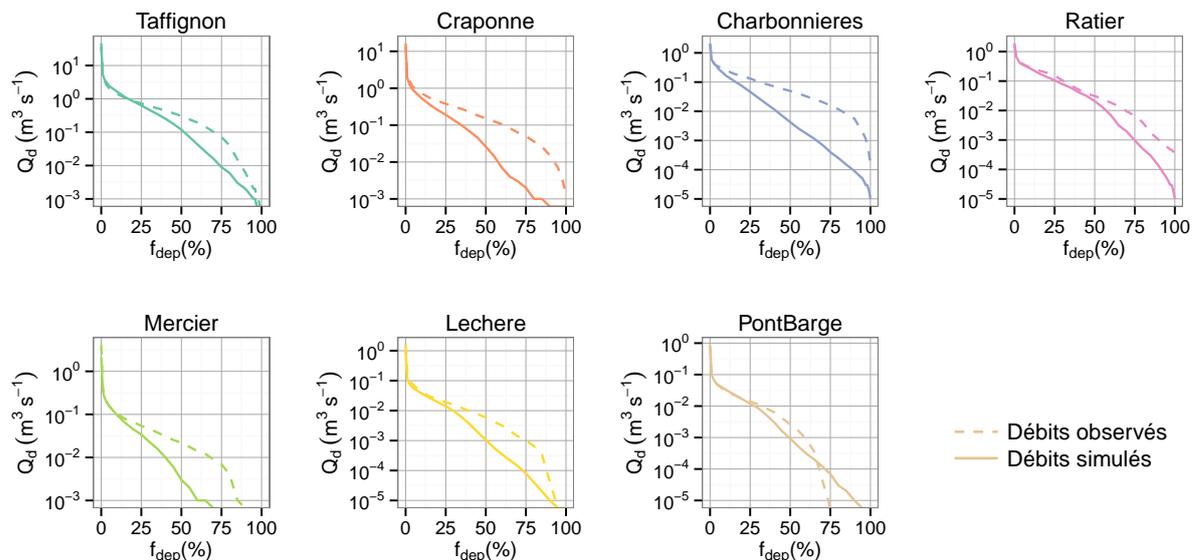


Figure 5.4 – Courbes des débits journaliers classés pour la simulation de référence. f_{dep} représente la fréquence de dépassement.

A cette étape de l'évaluation du modèle J2000P, des différences sont observées entre les comportements des différents sous-bassins, mais il est difficile d'établir une relation entre ces différences et leur taille ou leur occupations du sol. Pour les bassins de Charbonnières et du Ratier, la période de comparaison entre simulation et observation est plus courte que pour les autres sous-bassins ce qui ne facilite pas l'évaluation des performances du modèle à ces exutoires. Ces premiers résultats montrent principalement une tendance générale du modèle à sous-estimer les volumes écoulés, à simuler plutôt correctement la dynamique des hautes eaux et à sous-estimer les bas débits. L'amélioration des performances aux pas de temps agrégés journaliers voire mensuels souligne la capacité du modèle à simuler les variations de débit sur

de longues périodes plutôt que sur un événement.

Certains de ces résultats ont été comparés à ceux de [Branger et al. \(2013\)](#) pour deux critères et deux indicateurs calculés sur la période 2005-2010 (Tableau 5.7). D'après les valeurs de NSE au pas de temps journalier, le modèle J2000P est plus performant que le modèle J2000 pour simuler la dynamique des hautes eaux, sauf pour les bassins du Charbonnières et du Ratier. Au pas de temps mensuel, les deux modèles se valent. La comparaison des biais et des débits moyens ne montre pas une amélioration significative en termes de volumes écoulés. Les résultats se dégradent même pour certains sous-bassins (Charbonnières, Ratier, Mercier) avec le modèle J2000P. En ce qui concerne le bassin de Taffignon, les résultats sont meilleurs mais les modifications effectuées sur le modèle (nouveau paramétrage, maillage, ajout du réseau) ont inversé la tendance à la surestimation des volumes écoulés du modèle J2000. Les débits maximums simulés avec J2000P au pas de temps journalier sont plus proches des observations qu'avec le modèle J2000. En conclusion, certains processus sont mieux simulés avec J2000P puisque le NSE est meilleur qu'avec J2000 mais le nouveau paramétrage et/ou la prise en compte de nouveaux processus a induit une sous-estimation des volumes écoulés dont l'origine est difficile à déterminer avec les seuls éléments présentés ci-dessus.

Tableau 5.7 – Comparaison de deux critères de performance et de deux indicateurs de régime calculés avec le modèle J2000 et le modèle J2000P, sur la période (maximale) 2005-2010 (et non 2005-2012), au pas de temps journalier/mensuel. Pour certains sous-bassins, les critères n'avaient pas été calculés par [Branger et al. \(2013\)](#)

	NSE (-)		PBIAIS (%)		Q_{mean} (m ³ s ⁻¹)			Q_{max} (m ³ s ⁻¹)		
	J2000	J2000P	J2000	J2000P	J2000	J2000P	Observé	J2000	J2000P	Observé
Taffignon	0,48/0,82	0,80/0,85	13,9	-9,23	0,681	0,554	0,611	21,322	36,40	45,99
Craponne	0,33/0,46	0,78/0,70	-48,8	-39,6	0,158	0,183	0,304	2,735	13,28	16,39
Charbonnières	0,50	0,28	-38,2	-69,3	-	-	-	-	-	-
Ratier	0,51	-0,69	5,5	15,5	-	-	-	-	-	-
Mercier	0,25/0,62	0,65/0,70	-15,8	-27,8	0,034	0,029	0,045	0,482	2,123	4,100
La Léchère	0,35/0,59	0,72/0,70	38,1	-30,54	0,027	0,013	0,019	1,343	0,949	1,560

La Figure 5.5 montre l'évolution annuelle de trois critères de performance horaires et de la pluie annuelle calculés pour le bassin de Taffignon sur la période 2005-2012. Le graphique montre une très forte variabilité des critères selon les années : le *PBIAIS* vaut 10 % en 2006 alors qu'il est égal à -25 % en 2010. Le *NSE* est positif pour trois années, nul pour 3 autres et est négatif en 2007. Le NSE_{iq}^* est moins variable selon les années mais dans tous les cas, ses valeurs négatives ne sont pas satisfaisantes. La variabilité interannuelle des critères ne semble pas corrélée avec la pluie annuelle de bassin. Par exemple, les années 2009 et 2011 sont des années plutôt sèches. Or, en 2009, le *PBIAIS* est proche de 0 alors qu'il vaut -14 % en 2011, le *NSE* est égal à 0,5 en 2009 contre 0 en 2011 et les NSE_{iQ}^* sont tous les deux mauvais. L'explication pourrait se trouver dans la variabilité intra-annuelle de la pluie, plutôt que dans son cumul annuel, et/ou dans l'existence de certains événements de crue importants pendant cette période.

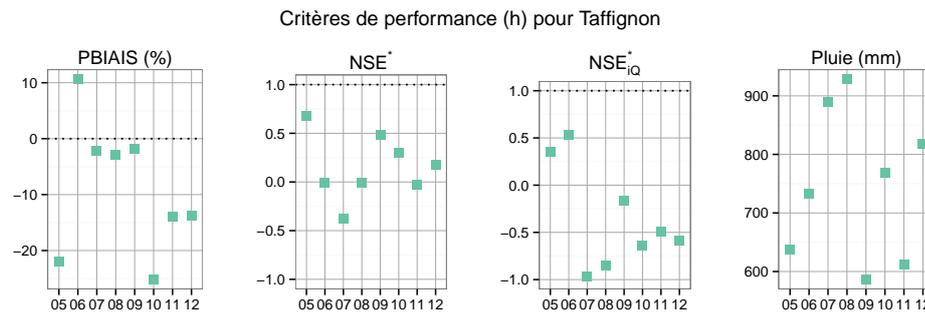


Figure 5.5 – Critères de performance et pluie annuelle calculés pour chaque année, entre 2005 et 2012, à partir de la simulation horaire et sur le bassin de Taffignon

5.3. ANALYSE DU BILAN HYDRIQUE

Les principales caractéristiques de la simulation de référence sont compilées dans le Tableau 5.8. La pluie moyenne de bassin est assez similaire pour tous les bassins. Elle est comprise entre 707 mm pour le Charbonnières et 762 mm pour la Léchère. L' ET_{ref} est identique pour tous les bassins d'après les hypothèses faites au départ. L'ETP moyenne de bassin varie entre 716 mm pour les bassins avec une végétation à dominance agricole et plus de 840 mm pour les bassins du Mercier et du Charbonnières qui présentent une importante couverture forestière. L'ETR contribue pour 75 % à 82 % du bilan hydrique, le débit dans la rivière pour 16 % à 18 % et le débit dans le réseau pour 1 % à 9 %. Les bassins qui présentent le plus de surfaces imperméables connectées (Léchère, Pont de la Barge et Taffignon) sont, de fait, ceux qui envoient le plus d'eaux pluviales dans le réseau d'assainissement. Sur le bassin de Taffignon, 7,6 % du débit dans la rivière provient de déversements de DO. Même si cela semble peu en quantité, ce n'est pas négligeable en termes de pollution du cours d'eau. Sur la période considérée, les dates de début (1er janvier 2005) et de fin (31 décembre 2012) de la période d'évaluation sont très proches dans le calendrier. La variation de stockage des réservoirs (état final - état initial) est donc faible et ne constitue pas une part importante du bilan hydrique.

Regardons en détail la décomposition des flux. L'ETR est constituée de l'évaporation sur les feuilles, de la transpiration de la végétation et de l'évaporation du sol produite par le réservoir MPS. La décomposition des différents flux montre que l'ETR provient entre 32 % (Pont de la Barge) et 36 % (Charbonnières) de l'interception. Le compartiment qui contribue le plus à l'ETR est le sol. Le débit total est la somme de trois flux : ruissellement de surface, écoulement de subsurface et débit de base. Théoriquement, le ruissellement de surface simulé est constitué de ruissellement direct et indirect (par saturation pour la paramétrisation choisie). Dans le cas de la simulation de référence, le ruissellement indirect est nul et la seule contribution au ruissellement de surface est le ruissellement de surface direct sur surfaces imperméables. Selon le pourcentage de surfaces imperméables connectées, le ruissellement RD1 contribue au débit total entre 16 % (Mercier, bassin rural) et 37 % pour la Léchère (33 % pour Taffignon). Les deux autres contributions au débit proviennent d'écoulements souterrains. L'écoulement de subsurface est plus important pour les bassins moins urbanisés et plus pentus : 33 % pour le

Tableau 5.8 – Bilan hydrique de la simulation de référence sur la période (maximale) 2005-2012. La pluie, l'ETR et l'ETP sont en moyenne annuelle en mm ou en pourcentage de la pluie, les contributions au débit sont en pourcentage de débit, le taux de saturation du sol est le taux moyen sur toute la période.

		Taffignon	Craponne	Charbonnières	Ratier	Mercier	Léchère	PontBarge
Forçages	Pluie (mm)	747	753	707	750	749	762	759
	ET _{ref} (mm)	751	751	751	751	751	751	751
	ETP (mm)	821	838	845	812	851	716	716
Vég.	Réservoir (mm)	0,58	0,6	0,59	0,58	0,61	0,55	0,55
Sol	MPS (mm)	53,36	56,08	53,78	59,48	63,76	73,53	77,9
	LPS (mm)	0,21	0,24	0,21	0,27	0,25	0,16	0,18
	θ_{MPS} (-)	0,481	0,518	0,475	0,536	0,538	0,523	0,55
	θ_{LPS} (-)	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001
	θ_s (-)	0,242	0,260	0,239	0,269	0,273	0,273	0,288
	Perc. (mm)	56	54	61	69	62	57	64
Nappe	RG1 (%)	0,7	0,7	0,8	1	0,8	0,8	0,9
	RG1 (mm)	1,54	1,47	1,66	1,9	1,7	1,56	1,75
ETR	ETR ^I (mm)	200	208	203	201	210	186	186
	ETR (mm-%P)	566 (76)	596 (79)	562 (79)	590 (79)	616 (82)	570 (75)	581 (76)
Rivière	Q _{rivière} (mm-%P)	131 (18)	120 (16)	124 (18)	135 (18)	124 (17)	123 (16)	128 (17)
	RD1 (mm-%Q)	44 (33)	28 (23)	36 (30)	27 (20)	20 (16)	46 (37)	41 (32)
	RD2 (mm-%Q)	31 (23)	43 (36)	27 (21)	38 (28)	41 (33)	20 (16)	24 (18)
	RG1 (mm-%Q)	56 (43)	49 (41)	61 (49)	70 (52)	62 (50)	57 (46)	64 (50)
Réseau	Q _{réseau} (mm-%P)	50 (7)	37 (5)	21 (3)	25 (3)	9 (1)	69 (9)	50 (7)
	Devers. DO (mm)	10	-	-	-	-	-	-

Mercier, 36 % pour Craponne. Dans tous les cas, la contribution la plus importante au débit est le débit de base. La répartition de l'eau infiltrée entre le débit de subsurface et le débit de base dépend de paramètres globaux, des caractéristiques des réservoirs de sol et de nappe et de la pente. L'influence de chacun de ces paramètres sur la partition RD2/RG1 est difficile à estimer : d'après le Tableau 4.11, les bassins qui présentent les plus faibles capacités de stockage du sol sont Taffignon et Charbonnières. Leurs pentes moyennes sont relativement équivalentes tout comme le pourcentage moyen d'écoulements souterrains RD2 et RG1. À côté, le bassin de la Léchère présente une plus faible pente moyenne et une capacité de stockage du sol plus élevée. L'écart entre son écoulement de subsurface moyen RD2 et son débit de base RG1 est pourtant bien plus important.

L'état hydrique moyen des différents réservoirs montre que le réservoir d'interception est très peu rempli car il se vide quasiment entièrement en évaporation. Le réservoir MPS est rempli en moyenne autour de 53 à 80 mm. Le réservoir LPS est très peu rempli, il se vide entièrement par percolation et par écoulement de subsurface. Les taux de saturation des deux réservoirs montrent que le réservoir MPS est rempli en moyenne à 50 % de sa capacité maximale alors que le réservoir LPS est rempli à 2 % en moyenne sur la période considérée. L'état hydrique du réservoir de nappe est en moyenne faible. Le pourcentage de remplissage de la nappe est

inférieur à 1 %.

Les Figures 5.6a à 5.6d représentent certaines composantes du bilan hydrique moyen entre 2005 et 2012, en lame d'eau (mm) et de manière spatialisée. La pluie moyenne annuelle varie entre 670 mm au nord du bassin et 790 mm à l'est. Les motifs de pluie sur la carte montrent les zones influencées de façon homogène par les pluviomètres lors de la spatialisation des données de pluie. L'ETP moyenne annuelle varie entre 1045 mm sur les sous-bassins dont l'occupation du sol est principalement de la forêt et 716 mm là où l'occupation du sol est en majorité de la culture. Sur les zones urbaines, l'ETP est en moyenne égale à 751 mm par an. L'ETR moyenne annuelle varie entre 713 mm sur les sous-bassins forestiers et 200 mm sur les zones très urbaines. Les zones qui participent le plus à l'évapotranspiration sont celles qui présentent les coefficients d'infiltration les plus élevés (voir Figure 4.10, page 157). L'évolution spatiale du taux de saturation du sol est très liée à celle de l'ETR. Les sous-bassins qui sont plus humides sont les sous-bassins ruraux qui participent peu à l'évapotranspiration (sous-bassins avec une majorité d'occupation du sol de type cultures). Dans les sous-bassins occupés par la forêt, le taux de saturation du sol est plus faible. Les sous-bassins urbains, sur lesquels l'eau s'infiltré peu sont ceux dont les sols sont les plus secs.

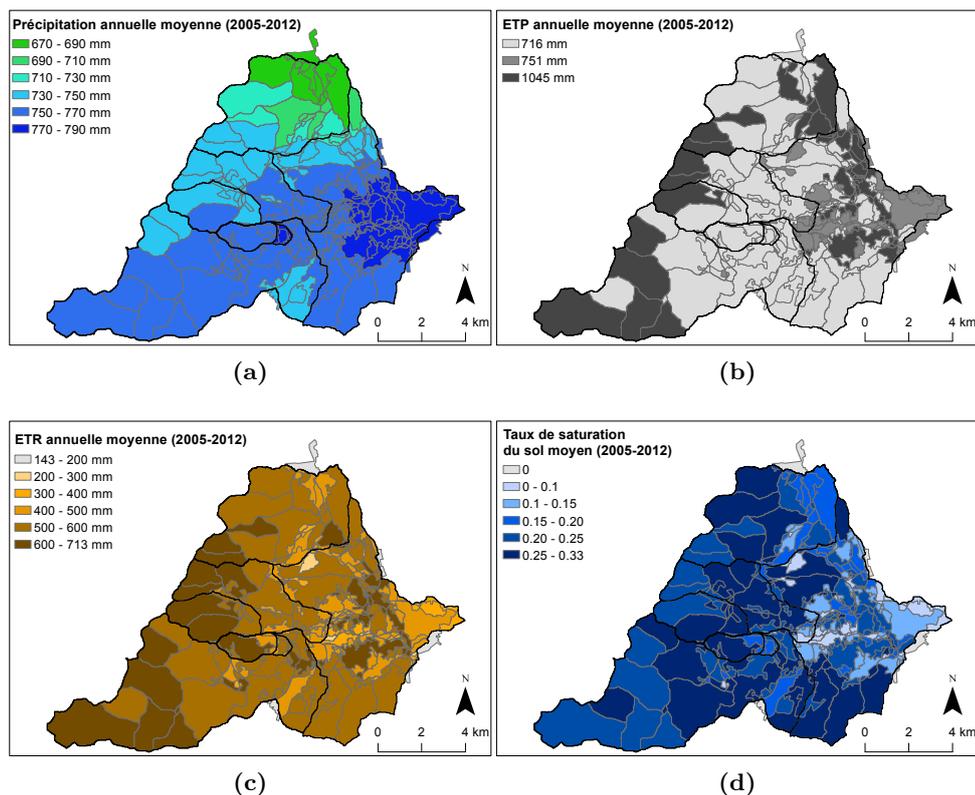


Figure 5.6 – Bilan hydrique spatialisé sur la période 2005-2012 : (a) Pluie moyenne annuelle, (b) ETP moyenne annuelle, (c) ETR moyenne annuelle, (d) taux de saturation du sol moyen annuel

Les Figures 5.7a à 5.7d représentent les flux moyens annuels générés par les HRU (avant le routage) sur la période 2005-2012. Les sous-bassins les plus productifs sont les sous-bassins urbains en aval, sur lesquels le ruissellement de surface est le plus important (taux de saturation du sol faible). Les sous-bassins naturels en amont sont ceux qui produisent le plus d'écoulement souterrain. Les sous-bassins en tête du bassin produisent plus d'écoulement de subsurface (RD2) car ce sont les sous-bassins les plus pentus. Les sous-bassins au centre produisent plus du débit de base (RG1).

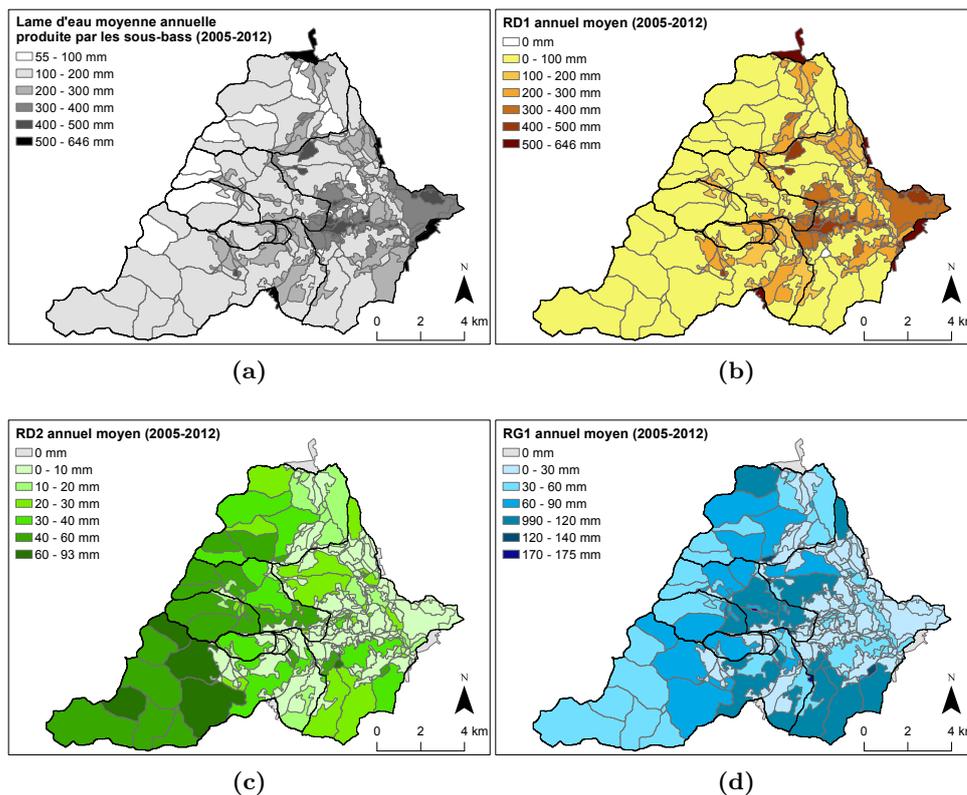


Figure 5.7 – Bilan hydrique spatialisé sur la période 2005-2012 : (a) lame d'eau écoulee moyenne annuelle, (b) ruissellement de surface moyen annuel, (c) écoulement de subsurface moyen annuel, (d) débit de base moyen annuel

5.4. ANALYSE SUR DEUX ANNÉES HYDROLOGIQUES

Pour mieux comprendre le fonctionnement du modèle, la simulation de référence est analysée sur deux années hydrologiques différentes. Nous avons observé de grandes similitudes entre les réactions simulées des différents sous-bassins dans la simulation et c'est pourquoi nous n'étudions pas ici la réaction de chacun. Le choix de ces deux années s'est basé sur l'étude de l'évolution infra-annuelle du débit et de la pluie. La Figure 5.8 représente la pluie mensuelle et le débit moyen mensuel observé sur la période 2005-2012. Les années hydrologiques¹ 2007-2008 et 2008-

1. Les années hydrologiques sont comptées du 1^{er} septembre au 31 août de l'année suivante.

2009 sont choisies car elles ont des régimes pluviométriques différents. L'année 2007-2008 est une année caractérisée par d'importantes précipitations au printemps et en été (entre 100 et 150 mm par mois entre mai et août 2008). Cette année-là, aucun événement majeur n'est observé et le débit moyen journalier ne dépasse pas $5,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. L'année 2008-2009 est caractérisée par des précipitations importantes en automne et plus faibles en fin d'année. Deux fortes crues ont eu lieu en novembre 2008 et en février 2009 à cause des fortes précipitations saturant le sol et d'une pluie particulièrement intense en février 2009. Le débit moyen journalier atteint $23,84 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 2 novembre 2008 et $14,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 6 février 2009. Le reste de l'année, le débit moyen est très faible (inférieur à $0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

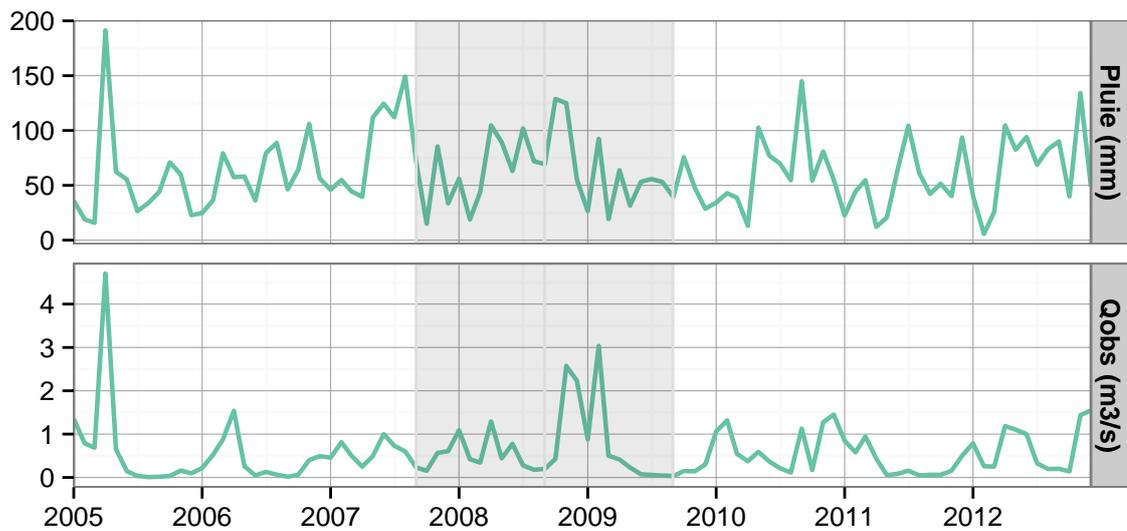


Figure 5.8 – Pluie mensuelle de bassin et débit moyen mensuel observé sur la période 2005-2012. En grisé, les deux années hydrologiques étudiées.

Les bilans hydriques des deux années hydrologiques sont récapitulés dans le Tableau 5.9 et les critères de performance du modèle dans le Tableau 5.10.

5.4.1. Analyse de l'année 2007-2008

Les débits simulés et observés au pas de temps agrégé journalier lors de l'année 2007-2008 sont représentés sur la Figure 5.9. Les pics de débit simulés sont soit surestimés (novembre 2007, janvier 2008, juillet 2008), soit sous-estimés (septembre 2007, avril 2008, juin 2008). Le critère de NSE est égal à 0,30 au pas de temps horaire et 0,60 au pas de temps agrégé journalier. La dynamique est plutôt bien simulée au pas de temps journalier mais elle n'est pas tout à fait satisfaisante au pas de temps horaire. La représentation des débits à l'échelle logarithmique montre que le modèle a tendance à sous-estimer les récessions. Le critère de NSE_{iQ}^* est très peu satisfaisant avec une valeur proche de -1. Au total sur l'année, le biais est très négatif : -19 % (Tableau 5.10). En termes de simulation de volumes écoulés, le modèle n'est pas satisfaisant cette année-là.

Tableau 5.9 – Bilan hydrique de la simulation de référence pour deux années hydrologiques. La pluie, l’ETR et l’ETP sont indiquées en moyenne annuelle en mm ou en pourcentage de la pluie. Les contributions au débit sont en pourcentage de débit. Le taux de saturation du sol est le taux moyen sur toute la période.

		2007-2008	2008-2009
Forçages	Pluie (mm)	748	774
	ET _{ref} (mm)	714	774
	ETP (mm)	757	832
Vég.	Réservoir (mm)	0,64	0,56
Sol	MPS (mm)	61,69	55,36
	LPS (mm)	0,17	0,41
	θ_{MPS} (-)	0,55	0,49
	θ_{LPS} (-)	0,002	0,004
	θ_s (-)	0,28	0,25
	Perc. (mm)	23	53
Nappe	RG1 (%)	0,006	0,014
	RG1 (mm)	1,25	2,92
ETR	ETR ^I (mm)	215	176
	ETR (mm-%P)	646 (86)	493 (64)
Rivière	Q _{obs}	131	215
	Q _{sim} (mm-%P)	96 (12)	224 (30)
	RD1 (mm-%Q)	43 (45)	51 (23)
	RD2 (mm-%Q)	16 (17)	68 (30)
	RG1 (mm-%Q)	36 (38)	105 (47)
Réseau	Q _{reseau} (mm-%P)	60(8)	60(7)
	Devers. DO (mm)	0	2

Tableau 5.10 – Critères de performance horaire et journalier calculés pour les deux années hydrologiques

Période	Pas de temps	PBIAIS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
2007-2008	h	-19,07	0,58	0,30	0,99	-0,94	0,05
	d	-19,07	0,70	0,60	1,03	-0,94	0,05
2008-2009	h	6,19	1,14	0,23	1,19	-0,31	0,20
	d	6,19	1,12	0,78	1,28	-0,30	0,20

Pour comprendre ce comportement, analysons les différents flux et états hydriques des réservoirs. L’ETR, l’ETP et les taux de saturation journaliers des réservoirs du sol sont représentés sur les Figures 5.10a et 5.10b. Deux périodes se distinguent. En hiver et au printemps, le taux de saturation du sol est proche de 0,5 et l’évapotranspiration est faible. Les réservoirs du sol se remplissent grâce aux précipitations. Le taux de saturation du sol suit l’évolution de celui du réservoir MPS. La demande évaporatoire étant faible en hiver, l’eau ne peut pas s’évaporer du sol et l’ETR est peu élevée. En été et en automne, il y a suffisamment de réserves d’eau dans le sol et de précipitations estivales pour satisfaire la demande évaporatoire presque entièrement (ETR \approx ETP). En août, le sol devient sec malgré les petites précipitations qui se produisent et la demande évaporatoire n’est plus satisfaite. Le taux de saturation du réservoir

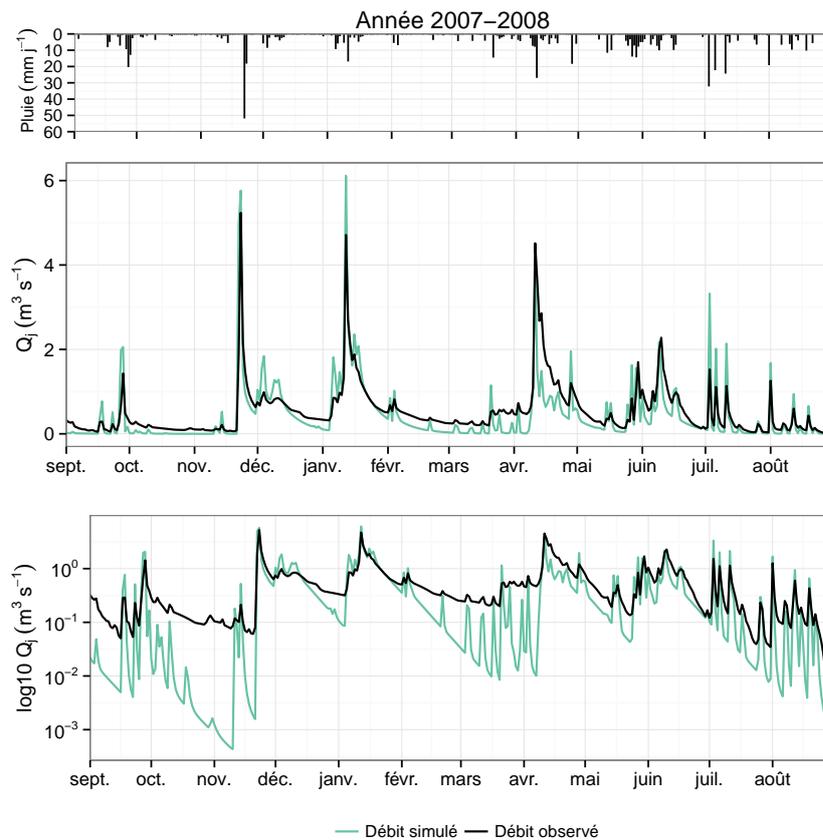


Figure 5.9 – Débits simulés et observés au pas de temps agrégé sur la période 01/09/07 à 31/08/08 aux échelles linéaire et logarithmique

LPS est très faible tout au long de l'année. En effet, ce réservoir se vide presque entièrement à chaque pas de temps, soit en percolation, soit en écoulement de subsurface, soit en diffusion vers MPS. Les flux de percolation alimentent la nappe souterraine quatre fois au cours de l'année (décembre, janvier, avril et juin). Le niveau de la nappe est assez bas (inférieur à 4% de la taille du réservoir) et le réservoir se vidange rapidement en débit de base (temps de vidange étant paramétré à 10 jours).

Les débits observés, simulés et les contributions au débit simulés sont représentés sur la Figure 5.11. En hiver, les pics de crue sont dus au ruissellement et à l'écoulement de subsurface en début d'épisode puis au débit de base en fin d'épisode. Le pic de ruissellement précède de peu le pic d'écoulement de subsurface. Ces deux types d'écoulement ont des réactions très similaires avec des récessions très rapides contrairement au débit de base. Le modèle a plutôt tendance à surestimer les pics de crue. En fin d'épisodes, il ne semble pas y avoir assez de débit de base pour que le débit simulé soit représentatif du débit observé. Au printemps, les précipitations alimentent les réservoirs du sol et du sous-sol, qui participent aux moyennes crues d'avril et de juin. En été, le ruissellement contribue majoritairement au débit simulé. Le modèle a plutôt tendance à surestimer les pics de crue lorsque le ruissellement en est la principale contribution (septembre 2007, juillet 2008). De manière générale, la dynamique des pics de crue est plutôt bien

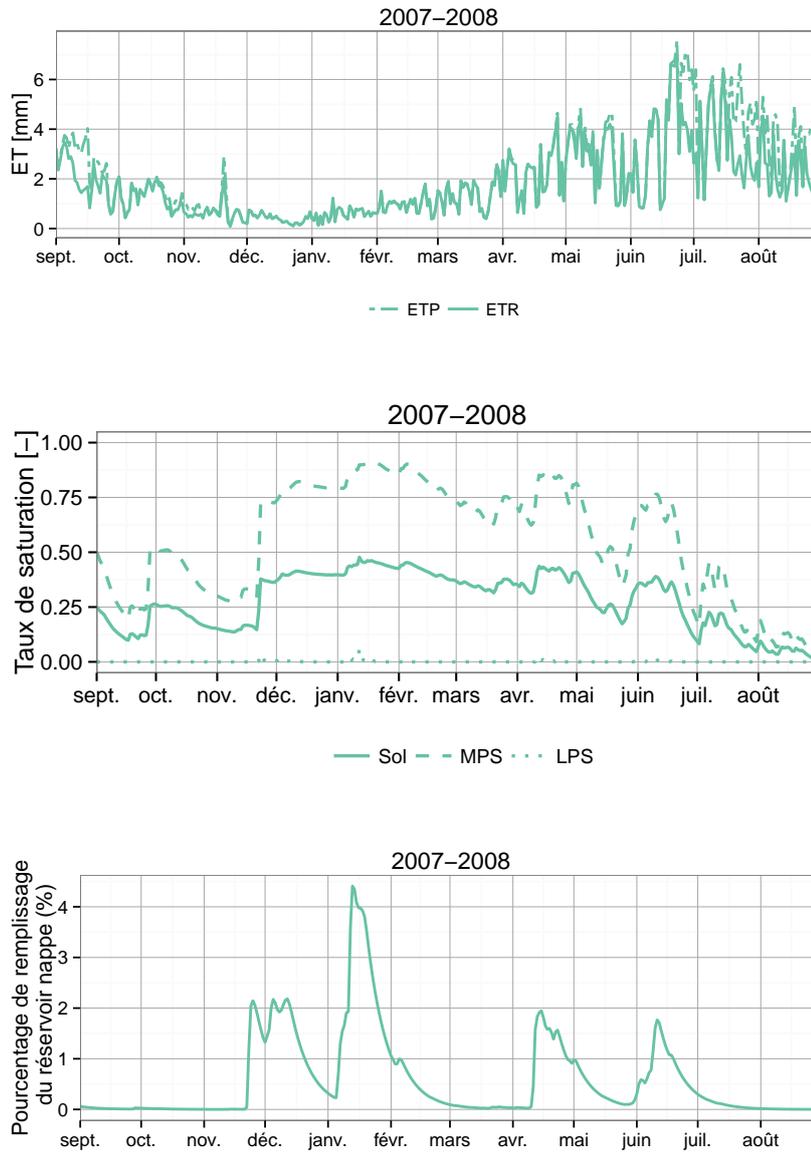


Figure 5.10 – ETR, ETP, taux de saturation du sol et des réservoirs MPS et LPS et remplissage de la nappe au cours de l’année 2007-2008. Les variables sont agrégées au pas de temps journalier.

simulée en début d’épisodes, malgré une sur- ou sous-estimation des volumes écoulés en début d’épisodes, mais les récessions simulées sont toujours trop rapides par rapport aux récessions observées.

5.4.2. Analyse de l’année 2008-2009

Les débits simulés et observés lors de l’année 2008-2009 sont représentés sur la Figure 5.12. Les deux fortes crues de novembre 2008 et février 2009 sont surestimées. Le critère de *NSE* est positif et égal à 0,23 au pas de temps horaire et à 0,78 au pas de temps agrégé

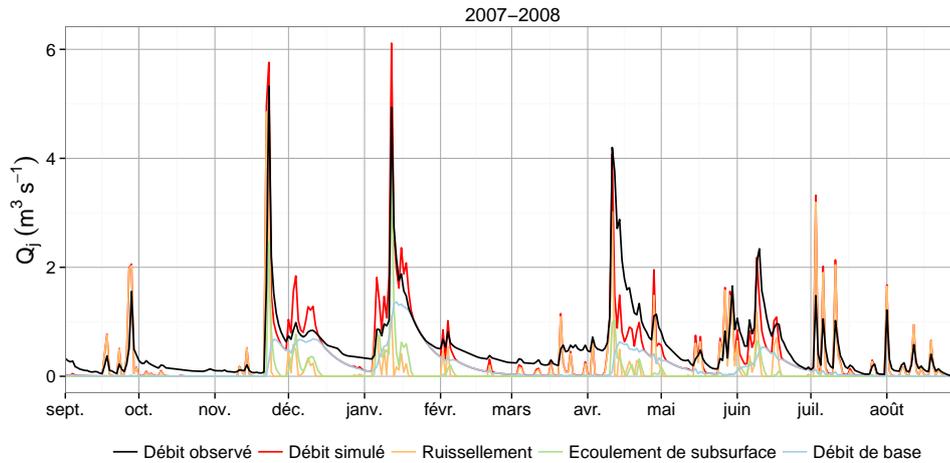


Figure 5.11 – Comparaison des débits agrégés journaliers observés et simulés sur l'année 2007-2008

journalier. La dynamique est nettement mieux simulée au pas de temps journalier qu'au pas de temps horaire. Si on compare les années 2007-2008 et 2008-2009, la simulation des fortes crues est meilleure que celle des petites crues. Le modèle sous-estime là aussi les récessions. Le critère de NSE_{iQ}^* est peu satisfaisant avec une valeur de $-0,30$. Au total sur l'année, le biais est positif : $+6\%$ (Tableau 5.10). La surestimation des fortes crues influence beaucoup sa valeur. En termes de volumes écoulés, le modèle est plus satisfaisant cette année-là qu'en 2007-2008.

L'ETR, l'ETP et les taux de saturation journaliers des réservoirs du sol sont représentés sur les Figures 5.13a et 5.13b. En hiver et au début du printemps, le taux de saturation du sol est proche de 0,5 et l'évapotranspiration est faible. Le taux de saturation du sol suit l'évolution de celui du réservoir MPS. A partir d'avril, les réserves d'eau du sol diminuent par évaporation. L'été 2009 est plus sec que l'été 2007. La demande évaporatoire est rapidement satisfaite et dès le mois de mai, il n'y a plus suffisamment de réserves d'eau dans le réservoir MPS pour satisfaire cette demande, sauf lors d'événements pluvieux ponctuels. Entre début juin et fin août, le sol est sec. Les flux de percolation produits par le réservoir LPS, vide tout au long de l'année, alimentent la nappe souterraine en novembre, décembre et février. Le niveau de la nappe est plus élevé qu'en 2007 et il atteint 12 % de la taille du réservoir après le fort événement pluvieux de février 2009 (plus de 40 mm en un jour). Le réservoir se vide ensuite rapidement en produisant du débit de base.

Les débits observés, simulés et les contributions au débit simulé sont représentés sur la Figure 5.14. En hiver, les deux pics de crue sont engendrés par deux pics d'écoulement de subsurface. Le pic de ruissellement, qui précède de peu le pic d'écoulement de subsurface, est beaucoup moins important. En fin d'épisode, le débit de base est la principale contribution du débit simulé. Le modèle surestime ces deux pics de crue mais les récessions de ces pics sont plutôt correctement simulées. En été, le ruissellement contribue majoritairement au débit simulé et le modèle a plutôt tendance à surestimer les petites crues estivales. La dynamique et la récession des événements les

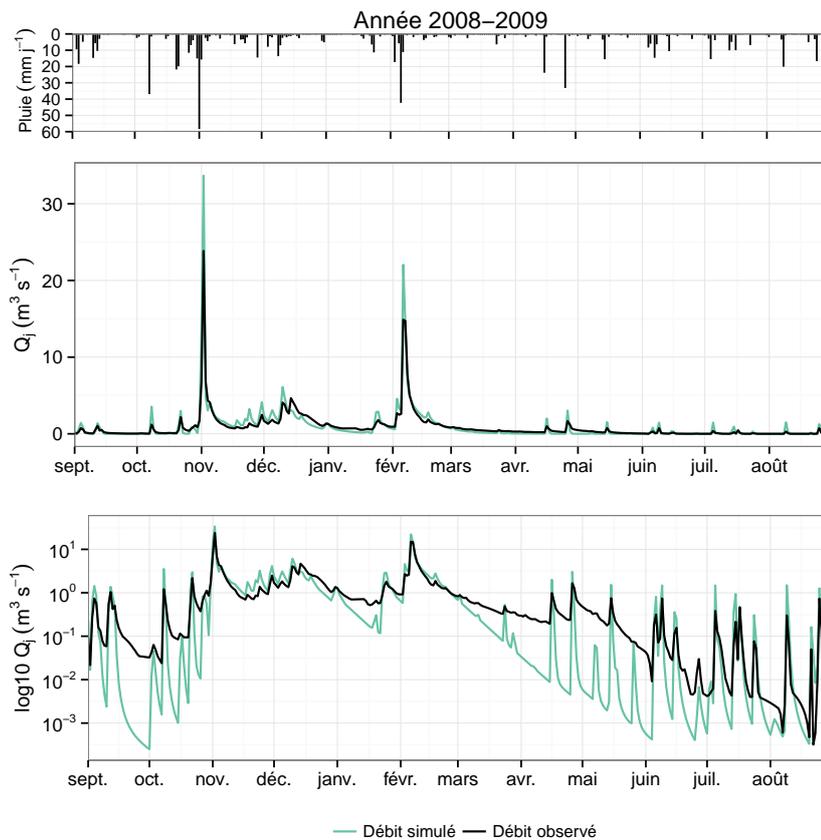


Figure 5.12 – Débits simulés et observés au pas de temps agrégé journalier sur la période 01/09/08 à 31/08/09 aux échelles linéaire et logarithmique.

plus importants sont mieux représentées dans le modèle pendant l'année 2008-2009. Le processus dominant pendant les crues est l'écoulement de subsurface.

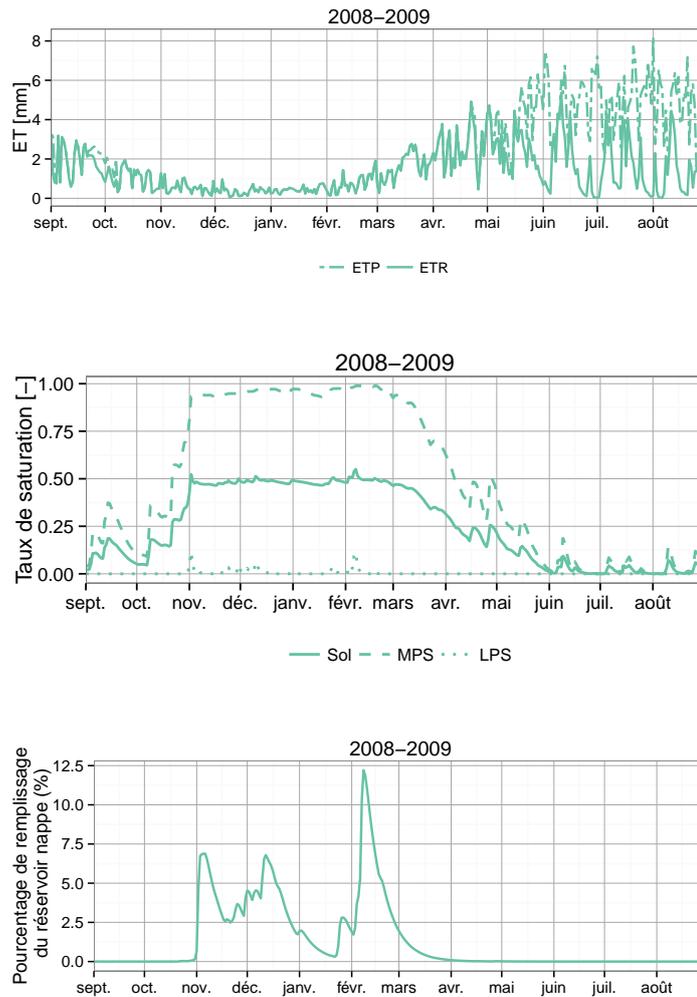


Figure 5.13 – ETR, ETP, taux de saturation du sol et des réservoirs MPS et LPS et remplissage de la nappe au cours de l'année 2008-2009. Les variables sont agrégées au pas de temps journalier.

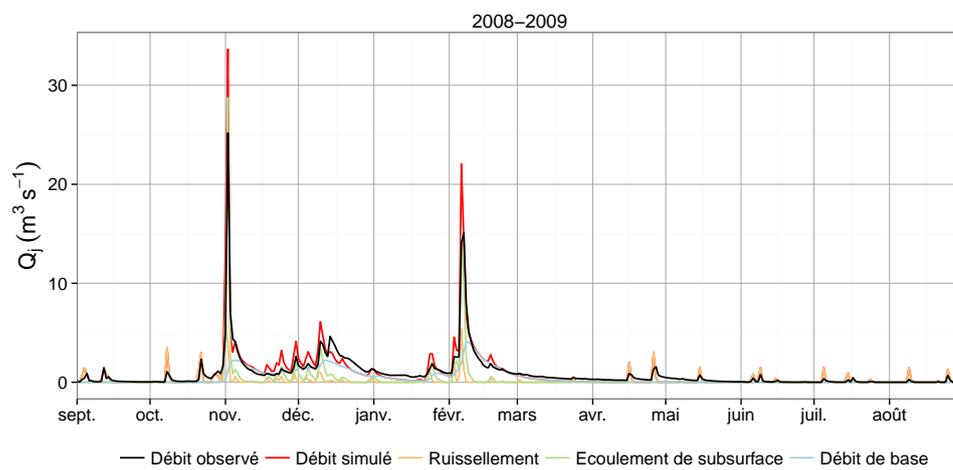


Figure 5.14 – Comparaison des débits agrégés journaliers observés et simulés sur l'année 2008-2009

5.5. ÉVALUATION SUR DEUX ÉVÉNEMENTS

5.5.1. Épisode du 6-7 février 2009

L'épisode choisi est présenté dans le chapitre 3, page 131. Pour cette épisode de crue hivernale, les données sont disponibles à l'exutoire de 5 sous-bassins. La Figure 5.15 représente les pics de débit simulés et observés. Le modèle surestime les pics de crue pour les bassins de Taffignon, Craponne et Pont de la Barge et les sous-estime pour les bassins de la Léchère et Pont de la Barge (Tableau 5.11). Les écarts entre débits de pointe observés et simulés sont relativement importants pour tous les sous-bassins sauf pour le Mercier. Par exemple, pour Taffignon, le modèle simule un pic de $73,76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au lieu de $47,60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mesuré. Même s'il y a une grande incertitude sur la mesure, la différence est notable. Les pics de crue simulés sont en avance de 2 heures pour Taffignon et de 1 heure pour Pont de la Barge, La Léchère et le Mercier. Pour Craponne, les pointes de crue simulée et observée se produisent en même temps dans le cas présent. Les récessions sont plutôt bien simulées. Les erreurs sur les volumes totaux écoulés sont assez importantes (Tableau 5.11), elles vont de -36 % pour la Léchère à +50 % pour Pont de la Barge.

Tableau 5.11 – Débits moyens horaires des pics de crue simulés et observés et erreur relative en débit ($(Q_{sim}-Q_{obs})/Q_{obs}$). Volumes écoulés simulés et observés pendant l'événement et erreur relative en volume

	$Q_{sim}^{max} (\text{m}^3 \text{ s}^{-1})$	$Q_{obs}^{max} (\text{m}^3 \text{ s}^{-1})$	Erreur Q^{max} (%)	$V_{sim}^{tot} (\text{m}^3)$	$V_{obs}^{tot} (\text{m}^3)$	Erreur V^{tot} (%)
Taffignon	73,76	47,60	55	3,16e+06	2,53e+06	25
Craponne	23,47	19,64	20	1,14e+06	9,77e+05	16
Mercier	3,27	3,73	-12	1,66e+05	1,45e+05	14
Léchère	1,63	2,58	-37	7,14e+04	1,12e+05	-36
PontBarge	1,44	0,96	49	6,24e+04	4,15e+04	50

Les contributions au débit, au pas de temps horaire, sont représentées sur la Figure 5.15. Le pic de crue est la conséquence d'un pic de ruissellement de surface suivi d'un pic d'écoulement de subsurface. Le débit de base contribue à la récession. Le sol est humide avant l'événement. Le taux de saturation est égal à 0,5 initialement et atteint 0,6 au plus fort de l'épisode. Le réservoir MPS est saturé et le réservoir LPS se remplit un peu durant l'événement. Une partie de l'eau de LPS alimente l'écoulement de subsurface et l'autre percole dans la nappe qui produit ensuite du débit de base. Le réservoir LPS se vidange en deux jours. Le pic de remplissage de la nappe a lieu deux jours après le pic de crue. Il faut quinze jours pour retrouver le niveau initial (avant l'épisode pluvieux) de la nappe.

5.5.2. Épisode du 9 août 2009

L'épisode choisi est présenté dans le chapitre 3, page 132. La Figure 5.16 représente les pics de débit simulés et observés. Le modèle surestime les pics pour tous les bassins sauf pour celui de la Léchère (Tableau 5.12). Un pic de débit est simulé dans le sous-bassin du Mercier alors que le débit observé est nul. Les écarts entre débits de pointe observés et simulés sont relativement

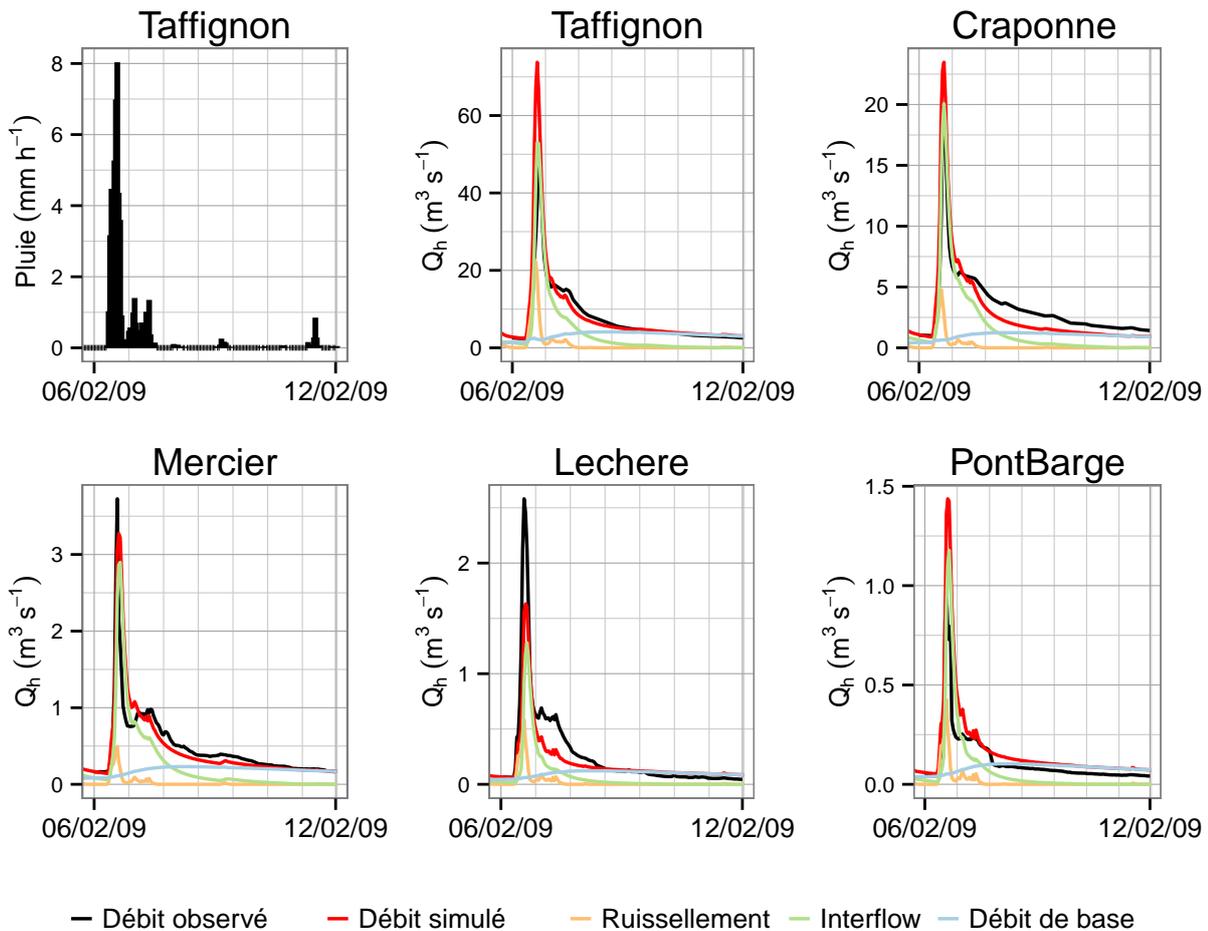


Figure 5.15 – Débits horaires observés et simulés et contributions au débit simulé à l’exutoire des 5 sous-bassins lors de la crue de février 2009

importants pour tous les sous-bassins sauf pour la Léchère. Par exemple, pour Taffignon, le modèle simule un pic de $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au lieu de $1,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mesuré. Les pics simulés sont en avance de 2 heures pour Taffignon et de 1 heure pour Craponne. Pour la Léchère et Pont de la Barge, les pointes de débit simulées et observées se produisent en même temps. Les erreurs relatives sur les volumes totaux écoulés sont très importantes (Tableau 5.12). Le modèle est beaucoup moins performant sur cet épisode qui se produit en été que sur l’épisode précédent qui se produit en hiver.

Les contributions au débit, au pas de temps horaire, sont représentées sur la Figure 5.16. Le pic de crue est la conséquence unique d’un pic de ruissellement de surface. Le sol est sec avant l’événement et se remplit un peu durant celui-ci. Tout est repris par l’évaporation, il n’y a pas de percolation vers la nappe. Le ruissellement de surface simulé est beaucoup trop important, il n’y a pas assez d’eau qui s’infiltré dans le sol. Le ruissellement étant directement lié au coefficient d’infiltration estimé sur chaque HRU, il se peut que ce coefficient soit surestimé sur une grande partie des HRU.

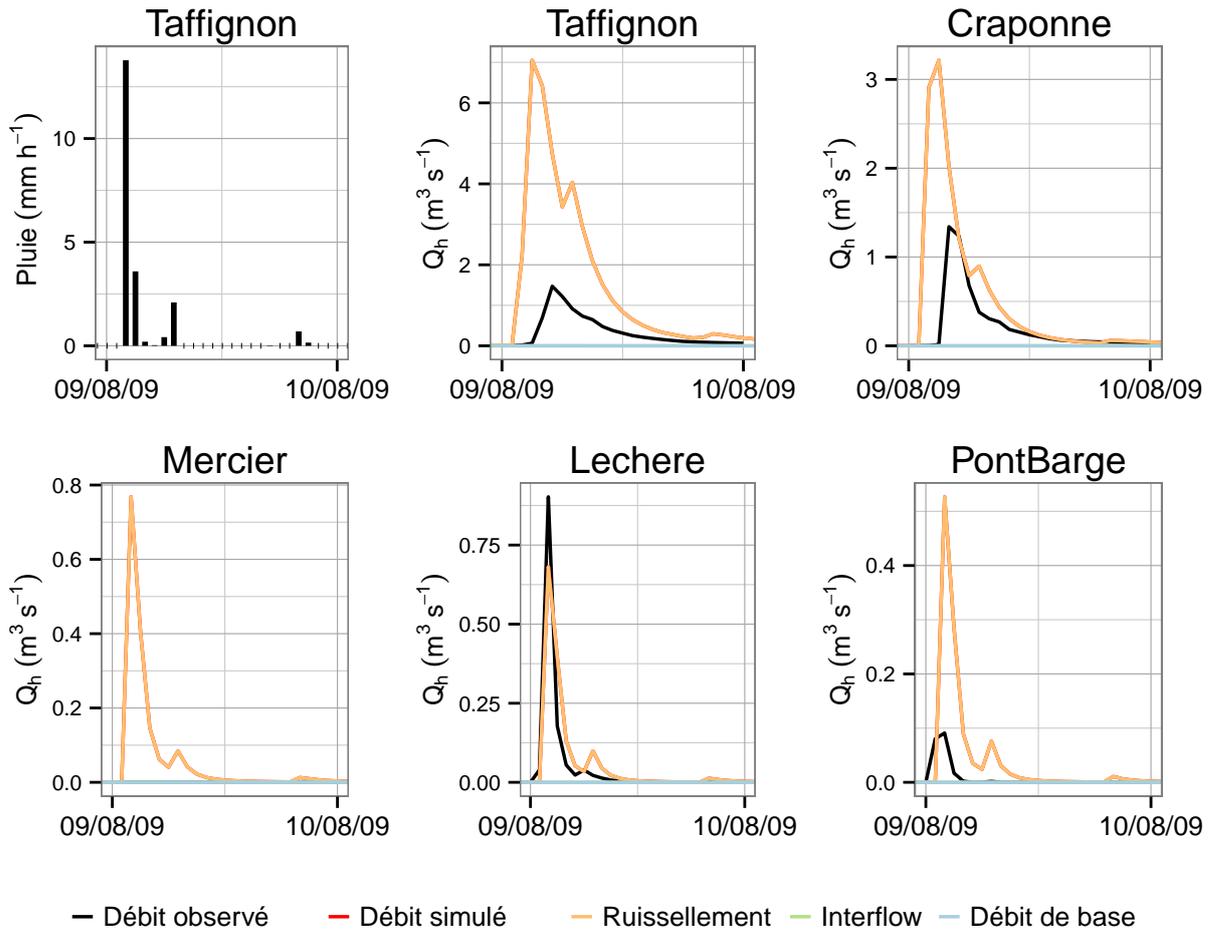


Figure 5.16 – Débits horaires observés et simulés et contributions au débit simulé à l'exutoire des 5 sous-bassins lors de la crue de 2009

Tableau 5.12 – Débits moyens horaires des pics de crue simulés et observés et erreur relative en débit ($(Q_{sim} - Q_{obs}) / Q_{obs}$). Volumes écoulés simulés et observés pendant l'événement et erreur relative en volume

	$Q_{sim}^{max} (m^3 s^{-1})$	$Q_{obs}^{max} (m^3 s^{-1})$	Erreur Q^{max} (%)	$V_{sim}^{tot} (m^3)$	$V_{obs}^{tot} (m^3)$	Erreur V^{tot} (%)
Taffignon	7,05	1,47	379	1,50e+05	3,04e+04	392
Craponne	3,22	1,34	140	4,96e+04	1,92e+04	159
Mercier	0,77	0,00	-	6,03e+03	0,00	-
Lechere	0,68	0,90	-24	5,55e+03	4,70e+03	18
PontBarge	0,53	0,09	479	4,10e+03	6,93e+02	492

5.6. ANALYSE DES DÉVERSEMENTS DES DO

Pour évaluer la capacité du modèle à reproduire les déversements des DO sur le bassin de l'Yzeron, trois types de données sont disponibles : les résultats de simulation du modèle événementiel CANOE, les données mesurées dans le cadre de l'autosurveillance des DO sur le réseau du SIAHVY et les données mesurées par Irstea à l'exutoire du DO de la Chaudanne à

Grézieu (voir chapitre 3). Évaluer précisément la capacité du modèle à simuler les déversements des DO présente plusieurs difficultés : a) le maillage a été réalisé en simplifiant le réseau et en prenant seulement certains DO, b) les données ou résultats de simulation disponibles ne correspondent pas exactement à la période d'évaluation, c) l'incertitude des données et des simulations au pas de temps horaire est très grande. L'évaluation est donc effectuée uniquement sur les volumes moyens mensuels déversés.

Les déversements horaires simulés par J2000P provenant de l'ensemble des DO sur le bassin de Taffignon sont représentés sur la Figure 5.17. La variabilité des déversements est importante avec des années où il s'en produit beaucoup (2007 et 2010) et des années où il s'en produit peu (2005, 2011). Le volume moyen annuel déversé simulé pour l'ensemble des DO est égal à environ 160 000 m³. Cela représente en moyenne 10 mm d'eau par an. Les déversements horaires des DO dépassent 50 000 m³ (soit 0,4 mm en lame d'eau) en juillet 2007. Sur toute la période, les déversements représentent 1,3 % de la pluie et 7,6 % du débit total.

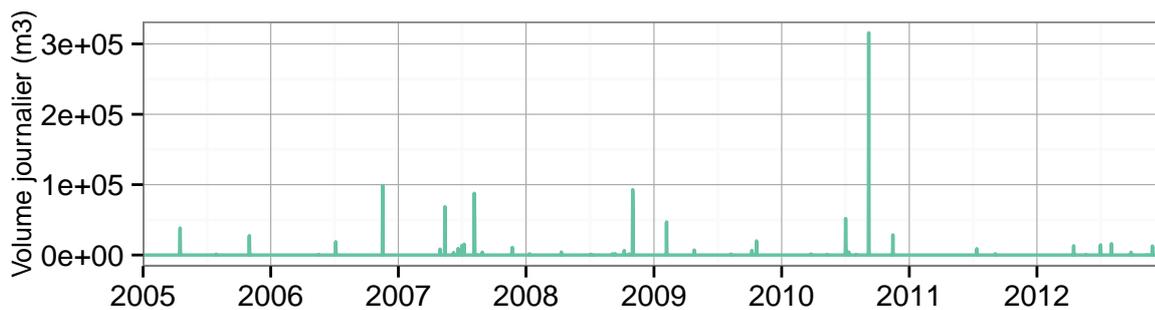


Figure 5.17 – Déversement journalier de l'ensemble des DO simulé par J2000P sur le bassin de Taffignon

Le modèle CANOE simule un volume moyen annuel d'environ 210 000 m³ sur le Grand Lyon. D'après les mesures d'autosurveillance, le volume annuel moyen déversé par les DO suivis par le SIAHVY est de l'ordre de 85 000 m³. Les volumes déversés simulés par J2000P sont donc deux fois moins importants que la somme des volumes simulés par CANOE et mesurés par le SIAHVY. Vu les incertitudes de part et d'autre, ces résultats sont encourageants dans la mesure où les ordres de grandeur sont équivalents. Le Tableau 5.13 récapitule les volumes annuels déversés simulés par J2000P et CANOE et mesurés par Irstea et le SIAHVY. On pourrait s'attendre à ce que les volumes simulés par J2000P soient du même ordre de grandeur que la somme des volumes CANOE, Irstea et SIAHVY mais les déversements simulés sont moins importants. Le Grand Lyon simule d'importants déversements en 2009 : 1 260 000 m³ et presque dix fois moins en 2012 : 156 000 m³. Ces ordres de grandeur ne se retrouvent pas dans les volumes déversés simulés par J2000P qui sont inférieurs à ceux simulés par le Grand Lyon. Les ordres de grandeur sont plus semblables entre les volumes mesurés par le SIAHVY et les volumes simulés par J2000P. Les déversements simulés semblent donc sous-estimés.

Tableau 5.13 – Volumes annuels simulés ou mesurés (m^3). Le volume SIAHVY correspond à la somme des volumes annuels déversés par les 5 DO instrumentés par le SIAHVY. Pour l'année 2012, les volumes annuels des DO du SIAHVY ne sont calculés que sur la période disponible (janvier à juin).

	J2000P	Grand Lyon	DO13	DO5	DO7	DO10	DO11	SIAHVY (total)	DO6 (Irstea)
2005	8.2e+04	-	-	-	-	-	-	-	5.2e+03
2006	1.2e+05	-	-	-	-	-	-	-	1.3e+04
2007	3.0e+05	-	-	-	-	-	-	-	3.4e+04
2008	1.8e+05	2.5e+05	-	-	-	-	-	-	4.8e+04
2009	8.2e+04	1.3e+06	-	-	-	-	-	-	3.4e+04
2010	4.3e+05	3.3e+05	7.4e+03	8.6e+03	2.0e+03	2.3e+02	2.0e+03	2.0e+04	5.1e+04
2011	1.1e+04	1.7e+05	1.2e+04	1.9e+03	7.1e+03	6.6e+04	1.3e+04	1.0e+05	4.8e+03
2012	6.9e+04	1.6e+05	1.6e+04	5.7e+03	2.6e+03	1.5e+04	9.9e+03	4.9e+04	2.8e+03

La Figure 5.18 permet d'identifier là où J2000P simule des déversements. Seuls 11 DO sur 34 déversent au moins une fois sur la période 2005-2012. Les volumes moyens annuels déversés vont de 360 à 38 000 m^3 (Tableau 5.14). Les volumes moyens annuels simulés par J2000P aux emplacements des DO 10 et 13 sont très inférieurs à ce qui est mesuré (Tableau 5.14). La comparaison des Figures 5.18 et 5.19 montre la différence entre les simulations CANOE et J2000P en termes de volumes moyens annuels déversés. Certains des DO modélisés par J2000P correspondent à des DO du Grand Lyon et pourtant J2000P ne simule pas des déversements aux mêmes endroits que CANOE. CANOE simule d'importants déversements sur le réseau du Grand Lyon au nord-est et à l'exutoire que J2000P ne simule pas du tout. Le modèle J2000P, tel qu'il est configuré actuellement (1 hauteur seuil fixée pour l'ensemble des DO), ne semble pas suffisamment performant pour simuler et suivre de manière précise les déversements des DO, même si, en ordre de grandeur, les résultats sont encourageants.

Tableau 5.14 – Volumes moyens annuels déversés simulés par J2000P pour les 11 DO

Identifiant du DO dans J2000P	Correspondance avec les DO « réels »	Volume moyen annuel déversé (m^3)
23	DO2 SIAHVY (et DO3 ?)	3,6e+02
16	DO61 GL	4,7e+02
20	DO134 GL	1,3e+03
13	?	3,0e+03
11	?	3,5e+03
9	DO307 GL	8,0e+03
28	DO10 SIAHVY	8,1e+03
6	?	9,0e+03
27	DO13 SIAHVY	1,7e+04
10	DO309 GL	1,7e+04
17	DO57 GL	3,8e+04

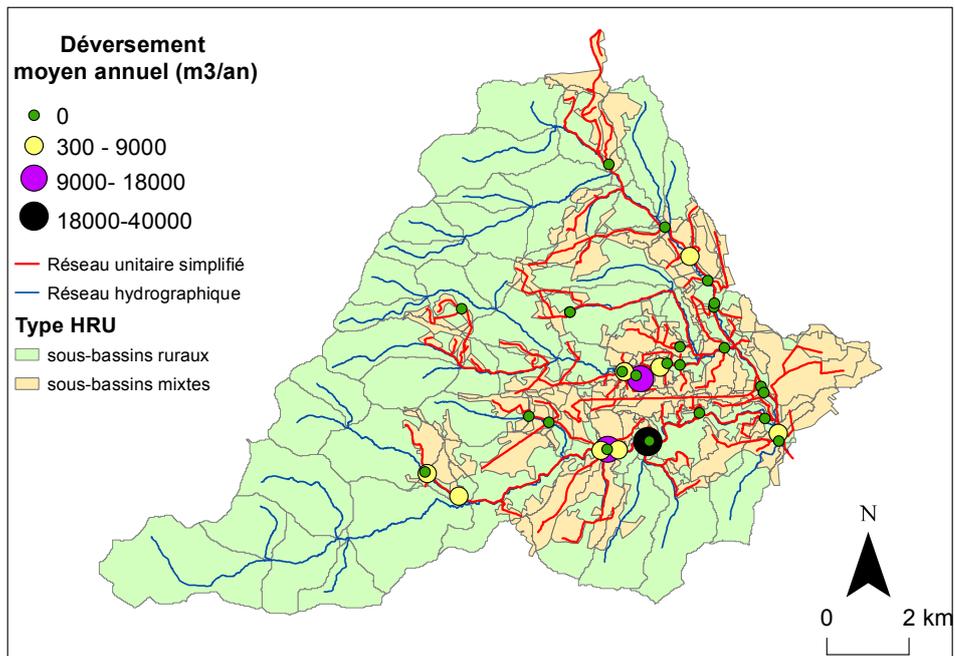


Figure 5.18 – Déversement moyen annuel des DO simulé par J2000P sur la période 2005-2012 sur le bassin de Taffignon

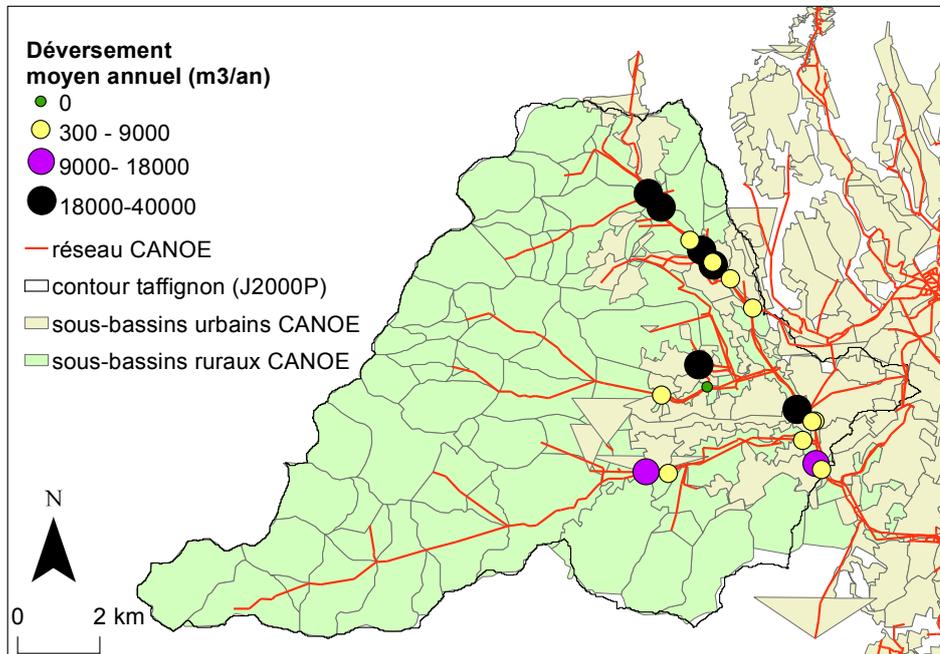


Figure 5.19 – Déversement moyen annuel des DO simulé par CANOE sur des événements de la période 2008-2013 sur le bassin de Taffignon (source : Grand Lyon, Service Etudes)

5.7. CONCLUSION

L'évaluation du modèle J2000P a été réalisée à partir d'une paramétrisation de référence, en estimant les paramètres du modèle à partir des données disponibles et de valeurs issues de la littérature. L'évaluation a porté sur une sélection de critères de performance, une analyse du bilan hydrique, une analyse plus détaillée de deux années hydrologiques et de deux épisodes provoqués par des événements pluviométriques différents. Les déversements des DO simulés et observés ont également été comparés sur des périodes pluriannuelles. Les résultats de simulation ont été analysés à plusieurs exutoires. Le modèle est assez performant pour estimer les volumes écoulés, malgré une tendance à les sous-estimer. Cette sous-estimation des débits peut être causée par : une sous-estimation des pluies liée aux mesures et/ou à la méthode d'interpolation, une surestimation de l'évapotranspiration, une mauvaise représentation des processus hydrologiques de surface et souterrain (stockage de l'eau dans le sol et génération des écoulements). La saisonnalité du régime hydrologique est également plutôt bien représentée.

La dynamique des pics de crue est mieux représentée en hiver qu'en été lorsque les sols sont secs. Le ruissellement de surface est simulé en quantité trop importante et ce, surtout en été. Les récessions sont mieux simulées en hiver qu'en été mais, dans tous les cas, elles semblent trop rapides. Les étiages ne sont pas bien représentés par le modèle, il n'y a pas assez de débit de base simulé. Plusieurs phénomènes peuvent expliquer la sur-réactivité (en amplitude et en récession) du modèle suite à un épisode pluvieux :

1. le ruissellement est produit uniquement par les surfaces imperméables non connectées au réseau d'assainissement. Le pourcentage d'infiltration est déduit du pourcentage de surfaces imperméables et d'un taux de connexion estimé en première approximation à 70 %. Le ruissellement étant trop important, le pourcentage de surfaces imperméables qui ruisselle réellement est certainement inférieur à ce qui a été estimé.
2. la rapidité des récessions est provoquée par un manque de débit de base. Or deux écoulements peuvent contribuer à alimenter le débit en fin d'épisode : l'écoulement de subsurface et le débit de base. Ces débits sont produits par le réservoir LPS et le réservoir de nappe. Pour augmenter le débit de base, il faudrait en premier lieu augmenter la quantité d'eau dans le sol et donc diminuer la part du ruissellement. Les récessions de l'écoulement de subsurface, très rapides (presque similaires à celles du ruissellement) peuvent être la conséquence de plusieurs phénomènes : une sur-réactivité du réservoir LPS, une diffusion trop importante entre LPS et MPS, une capacité du réservoir LPS trop faible et de MPS trop grande, contribuant à évacuer l'eau du sol en évaporation plutôt qu'en écoulement souterrain. Le débit de base est produit par le réservoir de nappe qui se vidange selon une constante de temps égale à 10 jours. Augmenter le temps de récession de la vidange du réservoir permettrait d'augmenter le débit de base tant qu'il y a de l'eau dans le réservoir de nappe.

Cette première évaluation du modèle J2000P montre que celui-ci a du potentiel pour simuler les processus à la fois urbains et ruraux mais qu'il y en a encore des défaillances qui peuvent être dues à un mauvais paramétrage, à des incertitudes sur les données mesurées et à une

mauvaise représentation de certains processus. La diminution du pas de temps dans le modèle J2000P a peut-être rendu la représentation de certains processus inappropriée par rapport au modèle J2000. Relier les paramètres d'un modèle de type réservoir à des paramètres physiques, mesurés ou estimés à partir de données dans la littérature peut parfois conduire à des résultats différents de ceux attendus. De nouvelles simulations ont donc été effectuées pour : 1) tester la sensibilité du modèle à certains paramètres et 2) tester des hypothèses de fonctionnement du bassin (bassin plus ou moins urbanisé, présence ou non d'un réseau d'assainissement unitaire, etc.). Notre objectif n'était pas de caler le modèle ni d'optimiser ses critères de performance en modifiant les paramètres de manière systématique mais plutôt d'essayer de comprendre ce qui a mal été simulé. Pour cela, nous avons effectué une analyse de sensibilité « pas à pas », présentée dans le chapitre suivant.

Chapitre 6

Analyse de sensibilité « pas à pas »

RÉSUMÉ

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats d'une analyse de sensibilité « pas à pas » du modèle J2000P. Cette analyse a été réalisée d'une part pour améliorer la compréhension de la modélisation des processus dans le modèle J2000P et d'autre part pour tester des hypothèses de fonctionnement du bassin. Six thématiques différentes sont ciblées pour cette analyse de sensibilité : les forçages atmosphériques, le maillage, la végétation, le comportement du sol et du sous-sol, le mode de connexion au réseau et enfin le transfert de l'eau du réseau à la rivière et dans la rivière.

6.1. STRATÉGIE DE L'ANALYSE CONDUITE

6.1.1. Problématique

Dans le chapitre 5, l'évaluation du modèle J2000P sur la simulation de référence a montré que les résultats de modélisation pouvaient être améliorés. La réponse du modèle est liée au choix de la représentation des processus (hypothèses simplificatrices et modèle mathématique) et à la spécification des paramètres. Pour déterminer les principales sources d'incertitudes sur la réponse du modèle, comprendre l'influence des données d'entrée et quantifier l'importance de chaque paramètre sur sa réponse, deux types d'analyse peuvent être réalisées : une analyse d'incertitudes et une analyse de sensibilité (Saltelli *et al.*, 2000). L'analyse d'incertitudes consiste à propager les incertitudes des paramètres (ensemble de facteurs, entrées, paramétrage, etc.) sur les résultats de modélisation afin de leur affecter un intervalle d'incertitude ou de confiance. L'analyse de sensibilité, qui fait l'objet de ce chapitre, consiste à identifier le ou les paramètres qui ont le plus d'influence sur la réponse du modèle.

6.1.2. Analyse de sensibilité

Les analyses de sensibilité s'appliquent à de nombreux domaines et notamment à la modélisation hydrologique (Francos *et al.*, 2003; Holvoet *et al.*, 2005; Tang *et al.*, 2007). Il existe deux types d'analyse de sensibilité : l'analyse de sensibilité locale et l'analyse de sensibilité

globale.

Dans une analyse de sensibilité locale, l'influence d'un paramètre est mesurée par l'importance de la variation de la réponse du modèle autour de la valeur nominale de ce paramètre. Par exemple, la méthode OAT (One-Factor-At-A-Time) est une analyse de sensibilité locale dans laquelle on fait varier un seul paramètre à la fois autour d'une valeur nominale, plus ou moins un pourcentage de variation. Les autres paramètres sont fixés à leurs valeurs de référence. Cette méthode donne de bons résultats pour des modèles linéaires dans lesquels les paramètres n'interagissent pas entre eux. Pour les modèles non linéaires, elle présente deux inconvénients majeurs. Premièrement, elle ne tient pas compte des interactions pouvant exister entre les paramètres d'entrée ce qui fausse les résultats ; un paramètre peut ne pas influencer les sorties individuellement mais peut avoir une influence non négligeable lorsqu'il interagit avec d'autres paramètres (Saltelli *et al.*, 2006). Deuxièmement, cette méthode ne couvre qu'une partie de l'espace des valeurs des paramètres d'entrée. C'est pourquoi les résultats obtenus par une analyse de sensibilité locale, sans tenir compte des distributions des paramètres d'entrée, de leurs intervalles de valeur et de leurs interactions, ne reflètent généralement pas la complexité du modèle.

L'analyse de sensibilité globale consiste à déterminer quelle part de la variance de la réponse est due à la variance de chaque paramètre d'entrée ou groupe de paramètres (Hornberger et Spear, 1981; Saltelli *et al.*, 2000). On fait varier tous les paramètres simultanément en tenant compte de leurs distributions (fixées a priori) et on regarde les effets sur les sorties du modèle. La contribution de chacun des paramètres et leurs interactions sont hiérarchisées en fonction de leur influence sur la réponse du modèle. Ce type d'analyse est le plus adapté aux modèles hydrologiques non linéaires comme J2000P. Il existe plusieurs méthodes : la méthode de Morris (Morris, 1991), la méthode de Sobol (Sobol, 2001), FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test, Cukier *et al.*, 1978), RSA (Regional Sensitivity Analysis, Freer *et al.*, 1996), etc. Ces modèles se distinguent par la manière de parcourir l'ensemble des valeurs de paramètres et de quantifier l'influence des paramètres. Par exemple, la méthode de Sobol est utilisée pour évaluer l'influence des paramètres et de leurs interactions paramétriques par le biais d'indices de sensibilité globale. L'indice de Sobol d'un paramètre (ou d'un groupe de paramètres) est un indicateur statistique qui quantifie l'importance de ce paramètre (ou de ce groupe de paramètres) sur la variabilité d'une sortie ou d'un critère de performance du modèle. L'analyse de sensibilité globale présente deux inconvénients majeurs. Le premier est la difficulté d'interpréter les résultats dès lors que l'on cherche à faire le lien avec les processus physiques. Le second est son coût en temps de calcul. L'utilisation d'un métamodèle, qui est un modèle approchant le modèle numérique de départ, permet de diminuer ces temps de calcul (Box, 1987). En utilisant un métamodèle, le calcul de la réponse du modèle est séparé en deux phases : une phase de préparation, durant laquelle le métamodèle est construit et une phase d'utilisation au cours de laquelle le métamodèle réalise des simulations pour chaque valeur des paramètres d'entrée sur laquelle le modèle doit être évalué.

6.1.3. Plan d'expérience

Les analyses de sensibilité décrites ci-dessus s'appuient sur un formalisme mathématique complexe à mettre en place. Dans le cadre de la thèse, nous avons choisi d'effectuer une analyse de sensibilité locale du modèle J2000P, sans formalisme mathématique. Malgré les défauts présentés ci-dessus, nous avons préféré réaliser ce type d'analyse afin de comprendre « pas à pas » quels processus pouvaient potentiellement être mal représentés dans le modèle J2000P et l'impact de cette mauvaise représentation sur les résultats de modélisation. Parfois, la représentation des processus dans le modèle est correcte mais la spécification des paramètres ne permet pas de le refléter. Nous avons donc testé l'influence des paramètres en les modifiant de manière à rester le plus proche de leur interprétation physique (c'est-à-dire sans balayer l'ensemble des possibles). Quand les paramètres n'avaient pas de sens physique, nous avons choisi arbitrairement différentes valeurs tout en justifiant le choix de les augmenter ou de les diminuer par rapport à leur valeur de référence. Dans ce chapitre, nous nous sommes intéressés uniquement au comportement du bassin de Taffignon.

Plusieurs hypothèses de fonctionnement ont été émises pour tenter d'identifier ce qui est mal représenté dans J2000P et/ou ce qui peut être considéré comme un mauvais paramétrage dans la simulation de référence. Parmi les différentes simulations réalisées dans le cadre de cette analyse, nous distinguons celles effectuées pour :

- **tester la sensibilité du modèle aux données de pluie en entrée et à leur spatialisation.** Dans la simulation de référence, nous avons fait le choix d'utiliser le module de régionalisation de la pluie par inverse distance pour spatialiser les données ponctuelles mesurées par différents pluviomètres sur le bassin. Cependant, il existe d'autres jeux de données de pluie et d'autres méthodes de régionalisation. Comme il est impossible de savoir quelle donnée et/ou méthode de spatialisation permet de s'approcher le plus de la pluie réelle, des simulations réalisées avec quatre jeux de pluies différents ont été comparées.
- **quantifier l'impact du choix du maillage.** Dans la simulation de référence, nous avons fait le choix d'un seuil minimal de drainage pour le découpage des sous-bassins naturels. Le nombre total de sous-bassins qui en résulte est satisfaisant au vu des objectifs de modélisation, mais pour évaluer l'influence de la valeur de ce seuil, un autre découpage a été réalisé avec une valeur seuil du même ordre de grandeur que celle de référence (découpage 2, annexe F). Comme les HRU sont dans les deux cas des sous-bassins, modifier le seuil minimal de drainage revient à tester essentiellement l'influence du routage dans les brins de rivière (nombre et longueur des brins).
- **évaluer l'influence de la classification de la végétation.** Dans la simulation de référence, la végétation est paramétrée de manière très simplifiée par trois classes de végétatio. Ces classes définissent des valeurs moyennes de coefficient de culture, indice foliaire et profondeur racinaire. Cette approche peut être affinée en utilisant une méthode de classification plus robuste comme la méthode des k-means. Une classification plus

détaillée et plus représentative du bassin est proposée et testée.

- **quantifier l'influence du pas de temps sur l'interception.** Par définition, le paramètre décrivant la taille du réservoir d'interception ne dépend pas explicitement du temps. Comme le processus d'interception en dépend, nous avons évalué les répercussions de la prise en compte du pas de temps dans ce paramètre sur les simulations.
- **tester des hypothèses de fonctionnement en lien avec la représentation du sol et du sous-sol.** L'évaluation de la simulation de référence a montré que les récessions des pics de débit étaient mal simulées par le modèle. Cela peut s'expliquer par une mauvaise représentation des processus hydrologiques de subsurface et souterrains. Différentes hypothèses ont donc été émises pour cibler la (ou les) cause(s) du problème.
- **évaluer l'influence du mode de connexion au réseau d'assainissement.** Le taux de connexion des surfaces imperméables au réseau d'assainissement est un paramètre difficile à quantifier. Dans la simulation de référence, nous avons choisi une valeur a priori de ce paramètre. D'autres hypothèses de fonctionnement sont proposées et comparées pour identifier les processus dominants sur le bassin.
- **tester des hypothèses de fonctionnement sur la manière dont l'eau est transférée du réseau à la rivière par les DO puis dans la rivière jusqu'à l'exutoire par les brins de rivière.** Dans la simulation de référence, le paramétrage de la hauteur seuil des DO et de la rugosité de la rivière a été réalisé de manière globale car nous avons peu d'informations à notre disposition. En ce qui concerne les DO, il est difficile d'estimer la hauteur moyenne appropriée pour représenter les déversements sur l'ensemble du bassin. D'autres hauteurs seuils ont donc été choisies pour identifier s'il y a trop ou pas assez de déversements simulés. Pour le routage dans la rivière, l'évaluation de la simulation de référence a révélé une avance systématique des pics de débit qui peut être liée à une rugosité trop faible des brins de rivière. La valeur du paramètre de rugosité a donc été augmentée pour quantifier son influence sur les résultats de simulation.

Les différentes simulations réalisées, les paramètres reliés, leur valeur de référence et les valeurs pour lesquels l'analyse a été réalisée sont récapitulés dans le Tableau 6.1.

Tableau 6.1 – Plan d’expérience de l’analyse de sensibilité. Les paramètres de la simulation de référence sont indiqués en gras. %Imp correspond au pourcentage de surfaces imperméables dans la HRU.

Sensibilité	Problèmes/hypothèses de fonctionnement			Paramètres	Valeurs		
Forçages atmosphériques	Mauvaise estimation de la pluie spatialisée			P	J2000P , SAMPO (50), SAFRAN, DuO		
Maillage	Influence du maillage			Nb de brins	Découpage : 1, 2		
Classification	Classes de végétation trop simples			k_i, LAI_i, z_i	Nb classes de végétation : 3, 5		
Pas de temps	Capacité d’interception dépendante du temps			$H_{int} \searrow$	1, 0.5, 0.1, 0.004		
Sol et sous-sol	Récession trop rapide	1) Pas assez de soutien d’étiage, vidange de la nappe trop rapide		$\nearrow \tau_{RG1}$	10j , 20j, 30, 40j		
		2) Pas assez d’eau dans le réservoir de nappe		2 nappes RG1 et RG2	$(\tau_{RG1}, \tau_{RG2}) = (5j; 15j)$ ou (10j ;20j)		
				a) Pas assez de percolation	directe	$\searrow C_{LatVert}$	2, 1, 0.5
					indirecte	$\nearrow C_{RD2}$	1, 3, 10
				b) Pas assez d’eau mobile disponible pour la percolation		$\searrow C_{outLPS}$	5, 4, 3, 2
	c) Pas assez d’eau stockée dans le sol entre les événements		$\nearrow C_{LPS}$	1, 1.25, 1.5			
			$\searrow C_{MPS}$	1, 0.75, 0.5			
Connexion au réseau unitaire	Tout ou une partie de ce qui ruisselle est connecté au réseau			$\beta_{Inf,i}^{RD1}$ $\tau_{cnx,i,tronc}^{RD1}$ C_{RD1}	$\tau_{cnx,i,tronc}^{RD1} = x \%$		
	Ce qui ruisselle peut se réinfiltrer dans la HRU				$1 - \%Imp < \beta_{Inf}^{mixte} < 1$ $\beta_{Inf}^{rural} = 1$ $\tau_{cnx,i,tronc}^{RD1} = 100 \%$		
	Le ruissellement est ralenti par routage dans la HRU				$C_{RD1} > 1$ $\tau_{cnx,i,tronc}^{RD1} = 100 \%$		
Transfert	Pas assez/trop de déversements			Présence DO, Hauteur seuil	oui/non , 10 cm, 40 cm, 1 m		
	Routage dans la rivière trop rapide			$\lambda_i^b \searrow$	10, 20, 25		

6.2. INFLUENCE DE LA VARIABILITÉ DES PRÉCIPITATIONS

6.2.1. Problématique

La pluie est un processus très variable dans le temps et dans l'espace, sous l'effet combiné de la dynamique météorologique et du relief. C'est une entrée critique pour les modèles hydrologiques. Aucun modèle empirique ou basé sur des fondements physiques ne peut simuler de manière satisfaisante la réponse en termes de débit si ses entrées ne caractérisent pas correctement les précipitations réelles (Beven, 2001a).

L'évaluation de la quantité d'eau précipitée sur une zone peut être réalisée de manière spatialisée et indirecte à partir de radars météorologiques ou de manière directe et ponctuelle à partir d'un réseau de pluviomètres comme c'est le cas sur le bassin de l'Yzeron. Pour construire l'entrée de pluie nécessaire aux modèles distribués, il existe de nombreuses méthodes de spatialisation (Hingray *et al.*, 2009) dont :

- la *méthode de la moyenne arithmétique* qui consiste à faire l'hypothèse que chaque pluviomètre possède la même aire d'influence sur le bassin versant.
- la *méthode de la moyenne pondérée* dont fait partie la méthode des polygones de Thiessen. Dans cette approche, la pluie de chaque pluviomètre est rattachée à une zone d'influence déterminée géométriquement (aire du polygone adjoignant).
- la *méthode des isohyètes* qui conduit à définir des zones d'égale pluviométrie à partir du réseau pluviométrique et des pentes du bassin versant. Cette méthode est supposée prendre en compte les schémas de champs de précipitations et leurs effets orographiques.
- la *méthode inverse distance*. La pluie en un point donnée est estimée en attribuant à la pluie mesurée par chaque pluviomètre une pondération inversement proportionnelle à la distance entre celui-ci et le point à estimer.
- les *méthodes dites « géostatistiques »*. Ces méthodes tiennent compte à la fois de la configuration géométrique des points observés et de la structure de dépendance spatiale des données. Le principe de base est que deux observations situées l'une près de l'autre se ressemblent en moyenne davantage (i.e. sont plus corrélées) que deux observations éloignées. Le krigeage appartient à cette classe de méthode.

Ces méthodes de spatialisation de la pluie à partir de données ponctuelles possèdent chacune leurs avantages et leurs inconvénients en termes de simplicité de mise en œuvre, de calcul et d'exactitude a priori du résultat. L'estimation des quantités précipitées serait « parfaite » si le champ pluviométrique était considéré comme uniforme sur tout le bassin ou si la mesure de la pluie était réalisée de manière correcte en tout point du bassin. Or, ces deux conditions ne sont jamais remplies : les champs de pluie sont variables dans l'espace et le réseau de pluviomètres est contraint à un nombre limité d'appareils de mesure pour des raisons techniques et économiques. La variabilité spatiale n'étant pas parfaitement captée, la pluie interpolée peut être surestimée s'il ne pleut pas sur la partie du bassin non instrumentée (les postes présents captent une précipitation qui sera extrapolée à tout le bassin). A l'inverse, la pluie peut être sous-estimée

si elle n'est pas collectée par le réseau de mesure (par exemple dans le cas d'événements localisés).

La mauvaise connaissance de la pluie spatialisée constitue une cause majeure d'incertitude dans les modèles hydrologiques (Andréassian *et al.*, 2004a). Jusqu'à présent, les simulations dans J2000P ont été réalisées sur la base d'une pluie interpolée par la méthode inverse de la distance au carré. Cette méthode, proposée par défaut dans le modèle J2000, possède de nombreux inconvénients : lissage de la variabilité du champ pluvieux, résultats fortement dépendants de la valeur affectée au coefficient de puissance, disparités dans la répartition spatiale du réseau de mesure non prises en compte. De plus, les valeurs interpolées sont toujours comprises entre les valeurs minimales et maximales mesurées par les pluviomètres. Cela peut s'avérer contraignant lorsque le réseau ne fournit pas de points de mesure aux limites du domaine d'observation considéré.

Pour évaluer l'impact de la variabilité de la pluie sur les débits simulés, différents jeux de pluie (voir section 3.2) ont été utilisés en entrée du modèle :

- la pluie J2000P : pluie mesurée par 7 pluviomètres et interpolée sur chaque HRU par la méthode inverse distance (4 pluviomètres les plus proches, facteur de puissance 2),
- 50 pluies SAMPO équiprobables : champs de pluie horaire reconstitués calculés sur des mailles de 250x250 m et moyennés sur chaque HRU,
- la pluie SAFRAN : pluie horaire issue de la réanalyse SAFRAN sur une grille de 8x8 km²,
- la pluie DuO : pluie horaire construite à partir des cumuls mensuels issus du système SPAZM et du signal horaire SAFRAN, sur une grille de 1x1 km².

6.2.2. Pluies moyennes de bassin

Les pluies J2000P, SAMPO, SAFRAN et DuO sont représentées sur les Figures 6.1a et 6.1b. Outre une variabilité spatiale différente, le total des précipitations sur le bassin versant diffère entre les méthodes. La pluie annuelle J2000P est toujours inférieure aux pluies annuelles DuO et SAFRAN (sauf en 2004 et 2007) et à la moyenne des pluies annuelles SAMPO. Les écarts entre les pluies DuO et SAFRAN peuvent être de l'ordre de 50-80 mm (2004, 2008, 2009, 2010). Les pluies annuelles DuO sont inférieures aux pluies SAFRAN sauf en 2004, 2004 et 2005. Les pluies annuelles DuO et SAFRAN sont inférieures à la moyenne des pluies SAMPO entre 2003 et 2007. Entre 2008 et 2012, cette tendance s'atténue. La dispersion des pluies SAMPO est importante (200 mm en 2004) et n'englobe pas toujours les trois autres estimations de pluie (par exemple en 2007). Cette dispersion est beaucoup plus importante entre mai et août, ce qui peut être causé par une mauvaise estimation d'un type de pluie se produisant généralement en été (Chen, 2014).

Andréassian *et al.* (2001) proposent deux indices pour quantifier la justesse des estimations de pluie de bassin : GORE¹ et BALANCE. Ils définissent ces indices pour comparer l'estimation de pluie P_i obtenue à partir d'un grand réseau de pluviomètres (également appelée « true precipitation » ou « best estimate areal rainfall » ou « reference areal rainfall ») et l'estimation de pluie

1. GOodness of Rainfall Estimation

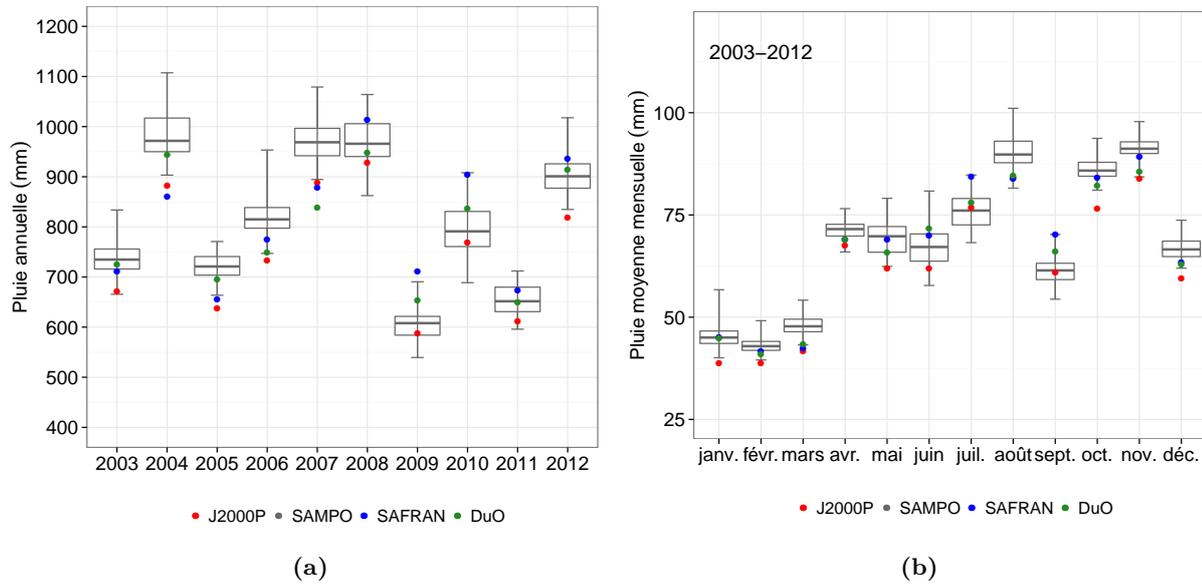


Figure 6.1 – Comparaison des différentes pluies de bassin utilisées pour tester la sensibilité du modèle : (a) Pluies de bassin annuelles. Les boîtes à moustache résument les caractéristiques suivantes des pluies SAMPO : médiane, quartiles, minimum et maximum, (b) Pluies de bassin moyennes mensuelles interannuelles entre 2003 et 2012

P_i^E obtenue à partir d'un échantillon de pluviomètres. L'indice de GORE est la transposition, pour la pluie, du critère de NSE :

$$GORE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\sqrt{P_i^E} - \sqrt{P_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\sqrt{P_i} - \sqrt{\overline{P}} \right)^2} \quad (6.1)$$

avec n le nombre de pas de temps et $\sqrt{\overline{P}}$ la pluie moyenne de référence sur la période observée. L'indice de GORE varie, comme le NSE, de $-\infty$ à 1. Quand la pluie estimée est égale à la pluie de référence, l'indice de GORE est égal à 1. Le calcul est effectué sur la racine carrée des pluies pour diminuer le poids des événements importants. L'indice de GORE quantifie la ressemblance en termes de dynamique de la pluie estimée par rapport à une pluie de référence. Le second indice BALANCE quantifie la sur- ou sous-estimation de la pluie totale estimée par rapport à la pluie totale prise en référence. Il est défini par :

$$BALANCE = \frac{\sum_{i=1}^n P_i^E}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (6.2)$$

Ces indices ont été utilisés pour comparer les pluies DuO, SAFRAN et SAMPO à la pluie J2000P, considérée comme la pluie de référence (Tableau 6.2). La pluie J2000P est la pluie la plus faible en moyenne annuelle et d'après l'indice BALANCE. Contrairement à ce qui a pu être observé dans d'autres bassins plus montagneux (Lafaysse *et al.*, 2011; Magand *et al.*, 2014), les pluies DuO sont inférieures en cumul aux pluies SAFRAN. Le critère de GORE montre que les

pluies SAMPO journalières sont celles qui ressemblent le plus à la pluie journalière J2000P en termes de dynamique. Au pas de temps horaire, les dynamiques sont beaucoup moins semblables.

Tableau 6.2 – Comparaison des pluies. Le critère de GORE a été calculé à partir des pluies horaires (h) et des pluies agrégées au pas de temps journalier (d).

	J2000P (référence)	SAFRAN	DuO	SAMPO (moyenne)
Moyenne annuelle (mm)	747	812	795	816
Différence de cumul total (mm)	0	+591	+426	+634
BALANCE (-)	1	1,078	1,056	1,084 ± 0,018
GORE (-)	1	0,119 (h) 0,736 (d)	0,063 (h) 0,713 (d)	0,264 ± 0,016 (h) 0,854 ± 0,011 (d)

Trois cartographies représentant les différences spatialisées en termes de cumuls moyens annuels entre la pluie J2000P et les pluies SAMPO, SAFRAN et DuO sont présentées sur la Figure 6.2. Les différences de cumul sont en général plutôt faibles au sud du bassin et importantes partout ailleurs. Les différences entre la pluie SAFRAN et la pluie J2000P sont plus marquées au centre du bassin, au niveau des deux principales mailles SAFRAN couvrant le bassin. Les différences entre les pluies DuO et J2000P sont moins importantes et plus homogènes. Les raisons de ces différences ne sont pas bien identifiées. Les différences entre la moyenne des pluies SAMPO et la pluie J2000P sont plus importantes à l’ouest et au nord du bassin. Ces zones sont celles où se trouvent peu de pluviomètres. Les différences les plus importantes se trouvent en amont du bassin. A cet endroit, il existe un pluviomètre dit Le Thiollet installé en 2008. Ce pluviomètre a été utilisé pour le conditionnement des pluies par SAMPO mais pas pour interpoler les pluies par J2000P (voir chapitre 3).

Cette analyse montre que les différences entre les pluies sont importantes. Ces différences sont plus marquées au pas de temps horaire qu’au pas de temps agrégé journalier. La dynamique spatiale est également variable selon la source des données utilisées et sa résolution. Il est impossible de savoir quelle est la pluie qui se rapproche le plus de la réalité. Des doutes subsistent néanmoins sur la pluie DuO qui s’appuie sur une version de SPAZM pas encore stabilisée. La pluie SPAZM a été optimisée pour des zones de montagne et l’Yzeron se situe dans les limites du domaine. Des effets de bord peuvent subsister. La dispersion entre les valeurs montre la forte incertitude des données d’entrée dans la modélisation et qu’il est indispensable d’évaluer la sensibilité du modèle à cette entrée.

6.2.3. Résultats des simulations avec le modèle J2000P

Pour évaluer l’impact de l’incertitude sur les pluies sur les résultats de simulation du modèle J2000P, 52 simulations ont été réalisées sur la période 2003-2012 (en plus de la simulation de référence) :

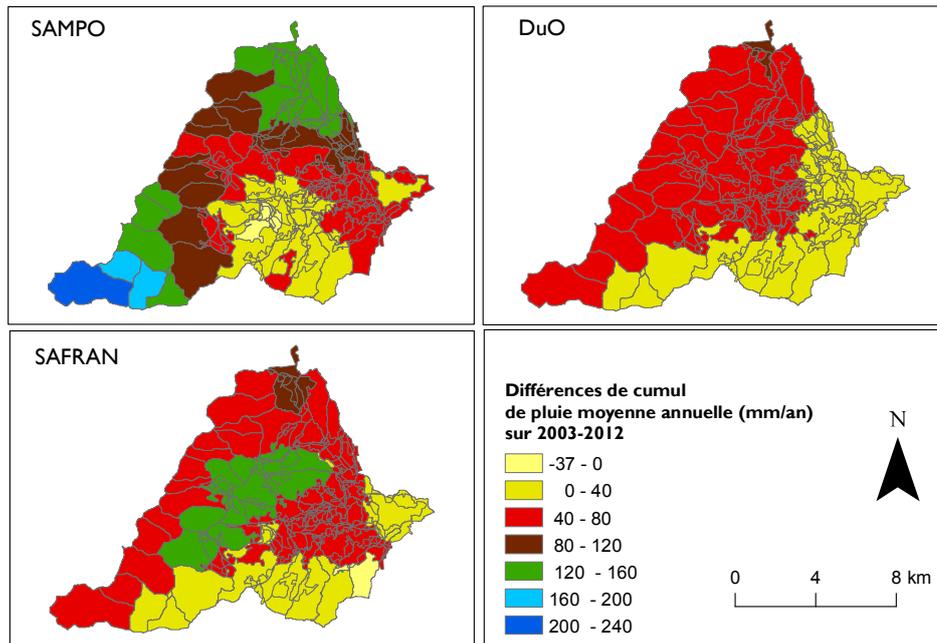


Figure 6.2 – Répartition spatiale des différences entre les différentes pluies moyennes annuelles. La différence est calculée sur la base de $P - P_{ref}$, avec P la pluie moyenne annuelle SAFRAN, DuO ou la moyenne de l'ensemble des pluies annuelles SAMPO et P_{ref} la pluie J2000P moyenne annuelle.

- Cinquante simulations basées sur le jeu de pluie SAMPO. Les pluies en entrée du modèle sont les pluies de chaque HRU. Le module de régionalisation des pluies a été désactivé.
- Une simulation basée sur la pluie SAFRAN. Les pluies en entrée du modèle sont les pluies des 7 mailles SAFRAN ($8 \times 8 \text{ km}^2$) intersectant le bassin. Le modèle est paramétré de sorte que la pluie de chaque HRU corresponde à la pluie de la maille SAFRAN la plus proche. Aucune régionalisation n'est effectuée.
- Une simulation basée sur la pluie DuO. Les pluies en entrée du modèle sont les pluies des 179 mailles DuO ($1 \times 1 \text{ km}^2$) intersectant le bassin. Le modèle est paramétré de sorte que la pluie de chaque HRU corresponde à la pluie de la maille DuO la plus proche. Le module de régionalisation a été désactivé.

L'analyse réalisée est statique c'est-à-dire sans changement des paramètres du modèle (par opposition à dynamique, (Andréassian *et al.*, 2004b)). L'analyse des résultats a été réalisée sur la période 2005-2012.

La Figure 6.3 récapitule différents critères de performance (voir section 5.1.3), calculés à partir des débits horaires simulés et observés. Elle montre que les écarts entre les pluies en entrée du modèle se répercutent sur les débits simulés par le modèle J2000P. Les simulations avec les pluies SAMPO, SAFRAN et DuO ont tendance à surestimer les débits (biais positif) contrairement aux simulations avec les pluies J2000P. Certaines simulations réalisées avec les pluies SAMPO présentent des critères de NSE* négatifs, ce qui révèle une très mauvaise représentation de la dynamique des débits de pointe. L'analyse des critères de performance journaliers montre

néanmoins de meilleurs résultats, du fait de l'atténuation de la variabilité temporelle de la pluie. Par exemple, pour les simulations SAMPO, le NSE^* est compris entre 0,25 et 0,70. Les valeurs de R_{Q90} montrent que toutes les simulations ont tendance à surestimer les forts débits. Le critère de NSE_i^*Q est proche de 0, en particulier avec les pluies SAMPO. Toutes les simulations ont tendance à sous-estimer les bas débits, comme le confirment les valeurs de R_{Q10} .

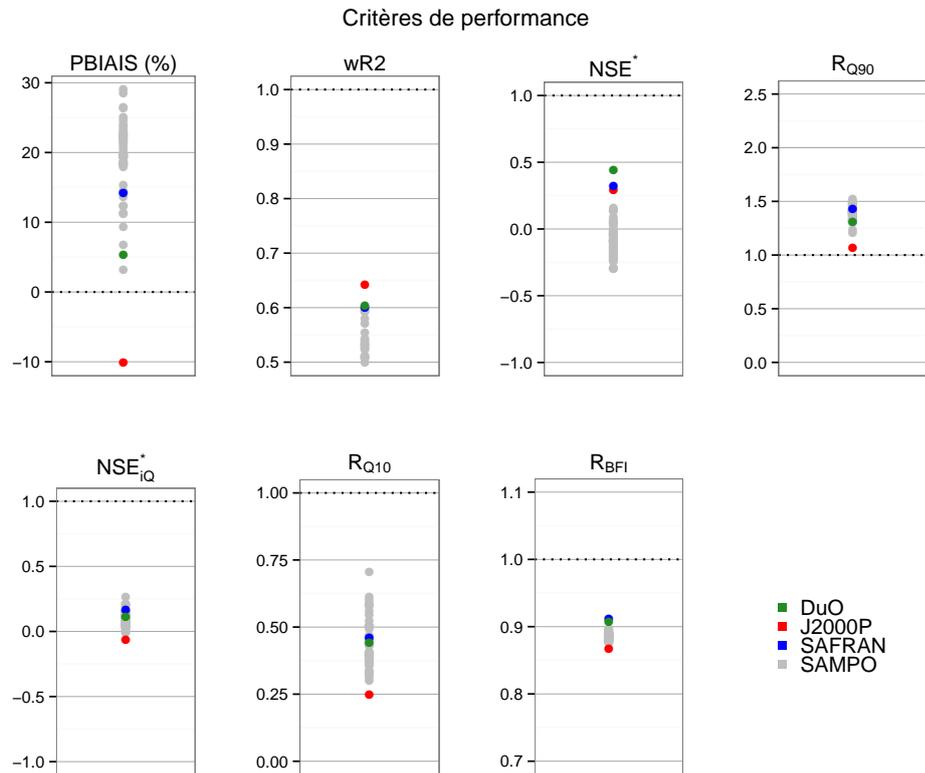


Figure 6.3 – Récapitulatif des critères de performance horaires calculés pour estimer la sensibilité du modèle à la pluie

La Figure 6.4 illustre la mauvaise simulation des bas débits en période estivale, en particulier avec la pluie J2000P qui présente les plus faibles cumuls en été. Les Figures 6.5a et 6.5b représentent le débit horaire pour deux événements importants : la crue de novembre 2008 et celle de février 2009. La comparaison des pluies horaires montre que celles-ci sont plus dynamiques et réactives avec les pluies SAMPO voire avec la pluie J2000P. Ce caractère de la pluie n'est pas du tout marqué pour les pluies horaires DuO et SAFRAN puisque ces pluies ont la même structure temporelle à pas de temps horaire (structure SAFRAN). Pour DuO et SAFRAN, les hyétogrammes présentés montrent des pluies constantes sur une plage temporelle assez longue, ce qui semble peu réaliste. Les pics de débit des simulations SAMPO et J2000P sont trop importants et en avance par rapport aux pics observés sur les deux crues. Pour les simulations effectuées avec DuO et SAFRAN, les pics sont simulés au bon moment en 2008, avec une surestimation du pic plus importante pour SAFRAN que pour DuO, mais ils sont très en retard en 2009.

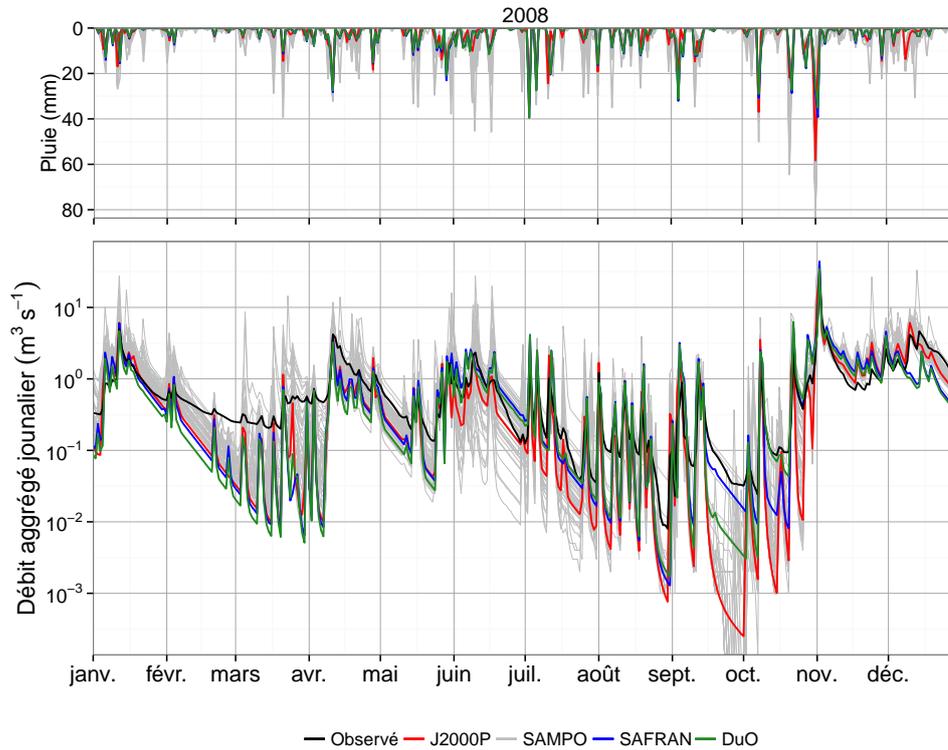


Figure 6.4 – Débits observé et simulés en échelle logarithmique et pluies de bassin pour les différentes simulations pour l’année 2008 (année plutôt humide).

Cette première analyse montre clairement l’influence de la variabilité de la pluie sur la réponse du modèle. La mauvaise représentation de la dynamique horaire des pluies SAFRAN et DuO et les incertitudes mentionnées sur la pluie DuO laissent supposer que ces jeux de pluie ne sont pas adaptés à la modélisation des processus hydrologiques en milieu périurbain. Concernant le jeu de pluies SAMPO, les résultats de simulation associés sont très dispersés. Un biais positif sur les pluies et les débits est observé, qui peut s’expliquer par différents aspects :

- les paramètres de la loi gaussienne utilisés pour le passage en champ gaussien (moyenne et écart-type des pluies non nulles) sont déterminés à partir de l’ensemble des observations disponibles (voir C). Ces observations couvrent un domaine centré sur la ville de Lyon, plus large que le bassin de l’Yzeron. Ce domaine d’observation n’est peut-être pas représentatif de la pluie qui tombe sur l’Yzeron. Cependant, le bassin de l’Yzeron étant plus en altitude que Lyon et ses alentours, on pourrait s’attendre à une pluie moyenne plus importante, ce qui aurait pour effet d’augmenter encore plus le biais entre les débits observés et simulés.
- du fait de l’asymétrie de la distribution non gaussienne de pluie dans le monde « réel » et de la variabilité introduite lors du conditionnement de la simulation libre réalisée dans le monde gaussien (distribution symétrique ici), un biais se crée au cours de l’anamorphose inverse (voir C). Les écarts positifs ou négatifs entre la pluie résultant de la simulation conditionnée et la pluie résultant d’une interpolation linéaire sont en moyenne nul dans le monde gaussien. Remise dans la distribution attribuée au monde réel, les écarts positifs

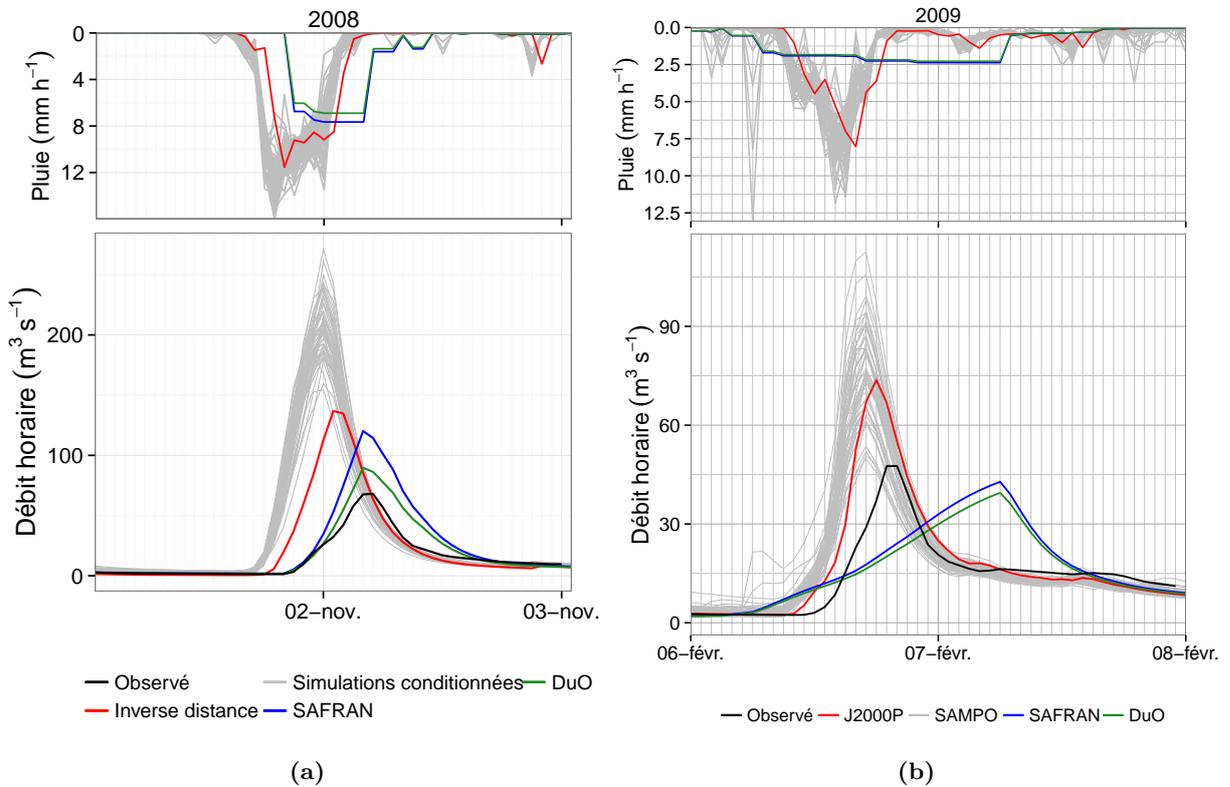


Figure 6.5 – Débits horaires observé et simulés pour les crues de : (a) novembre 2008 et (b) février 2009

sont accentués et les écarts négatifs sont diminués. A cause de ce biais de simulation, la moyenne des pluies conditionnées est supérieure à la moyenne des pluies interpolées.

- les classes de pluies ont été construites à partir de l'ensemble des postes disponibles (couvrant le Grand Lyon) ; les pluies du bassin de l'Yzeron (collinéen) étant légèrement supérieures à la moyenne sur le Grand Lyon, l'effet ci-dessus est amplifié.
- par souci d'économie de paramètres, seules 9 classes de pluies ont été constituées ; ceci se fait au détriment de l'homogénéité des classes.

Une analyse plus poussée serait nécessaire pour estimer la part respective des pistes mentionnées.

6.2.4. Simulations de l'impact de l'incertitude de la pluie avec SAMPO

Le simulateur de pluies conditionnées SAMPO permet d'avoir des réalisations possibles de champs de pluie sur une même période, conduisant à plusieurs chroniques de pluie précipitée sur le bassin, avec des répartitions spatio-temporelles différentes et des cumuls totaux différents sur la période. A partir de ces champs de pluie, nous avons réalisé une autre analyse de sensibilité statique afin d'estimer l'impact de l'incertitude sur la pluie sur les débits simulés par J2000P. Pour cela, nous nous plaçons dans le monde du modèle et nous ne considérons plus les débits observés comme référence. Nous supposons que les 50 pluies équiprobables, même si

elles présentent un biais positif, donnent par leur dispersion une image correcte de l'incertitude liée à la faible densité du réseau de mesure. Nous procédons ensuite à une propagation de cette incertitude par un jeu de simulation sans considérer les observations. Sur les 50 pluies équiprobables, nous prenons une pluie passée au hasard sur la période 2003-2012. Cette pluie sera appelée « pluie de référence » et le débit simulé par J2000P avec cette pluie « débit de référence ».

En calculant les critères de performance NSE, NSE_{iQ}^* , PBIAS, wR^2 , R_{Q90} et R_{Q10} entre ce débit de référence à l'exutoire du bassin et les 49 autres débits obtenus avec les 49 autres pluies et en répétant cette opération en considérant chaque pluie tour à tour comme pluie de référence, nous obtenons un ensemble de critères de performance (pour chaque critère, 50x50 valeurs). Cet ensemble permet d'estimer la variabilité du débit simulé du fait de la variabilité (incertitude) de la pluie simulée. Les distributions complètes des critères de performances horaires et journaliers sont représentées sur les Figures 6.6a à 6.6f.

Hors NSE égal à 1, la moyenne des NSE horaires est de 0,826 et l'écart-type de 0,043. La moyenne des NSE journaliers est de 0,881 et l'écart-type de 0,027. En faisant l'hypothèse forte que le modèle horaire J2000P est parfait, le NSE qu'il est raisonnablement possible d'obtenir, avec ce modèle, sur ce bassin et avec une pluie « incertaine », est donc de 0,826. La dispersion des résultats est plus importante au pas de temps horaire qu'au pas de temps journalier. Pour le critère de NSE_{iQ}^* , la tendance est inverse entre les deux pas de temps mais la différence est moins marquée. Hors NSE_{iQ}^* égal à 1, la moyenne des NSE_{iQ}^* horaire est de 0,714 et l'écart-type de 0,053. En journalier, la moyenne des NSE_{iQ}^* est de 0,697 et l'écart-type de 0,054. Les critères de NSE_{iQ}^* sont moins bons que les critères de NSE. La méconnaissance sur la pluie impacte la simulation des bas débits plus encore que celle des forts débits. L'amplitude de variation des biais est importante, ils varient de -15 % à +15 %. La moitié des simulations a un biais positif et l'autre moitié a un biais négatif. D'après la Figure 6.6e, 50 % des simulations surestiment les hauts débits et 50 % les sous-estiment. Pour les bas débits, les simulations qui ont tendance à les surestimer les surestiment plus que les simulations qui ont tendance à les sous-estimer.

Ces résultats montrent bien que la méconnaissance de la pluie rend définitivement impossible d'espérer, même avec un modèle parfait, des critères de performance égaux à 1 ou 0 selon les cas, et ce d'autant plus lorsque le pas de temps du modèle est horaire. Cette démarche permet d'en faire une évaluation quantifiée.

6.2.5. Conclusion et perspectives

Il est difficile de savoir quel jeu de pluie est le plus représentatif de la pluie réelle. Certaines données semblent néanmoins plus adaptées que d'autres à la modélisation en milieu périurbain. Par construction, les pluies horaires DuO et SAFRAN sont critiquables. Leur dynamique temporelle ne semble pas refléter la réalité (ou tout du moins de ce qui est mesuré par les pluviomètres). De plus, le maillage carré de $8 \times 8 \text{ km}^2$ est une limitation intrinsèque à la représentation des variabilités spatiales intra-maille du bassin de l'Yzeron. En termes de critères de performance, les résultats de modélisation obtenus avec ces pluies sont certes

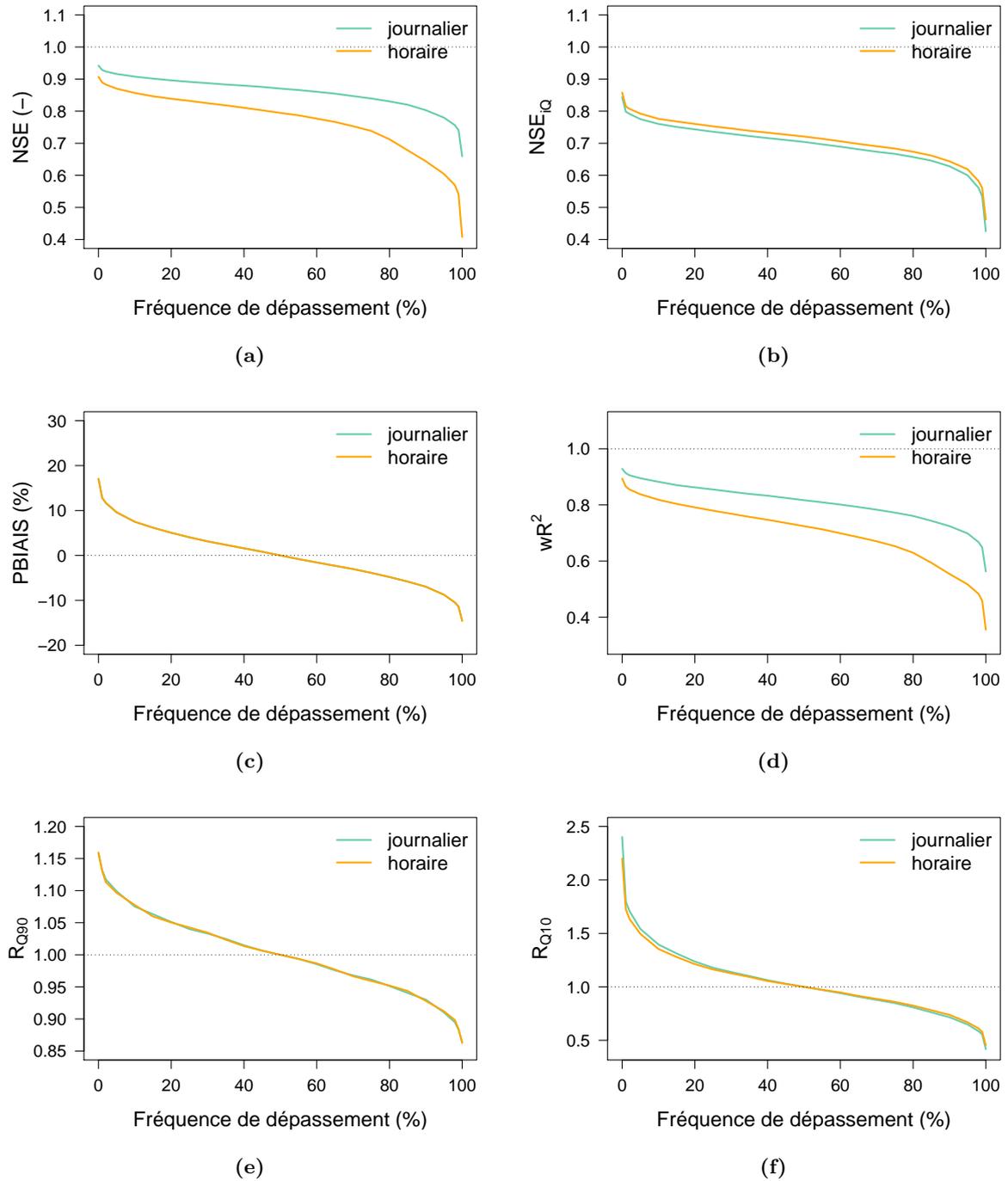


Figure 6.6 – Distribution des critères de performance horaires et journaliers calculés à l'exutoire du bassin

plutôt satisfaisants mais ils sont sans doute obtenus suite à un effet de compensation d'autres défauts du modèle. Concernant les pluies SAMPO, les premiers résultats sont encourageants mais des améliorations sont nécessaires pour supprimer le biais positif trouvé. Des pistes d'amélioration ont été suggérées. Finalement, à ce stade du travail, la pluie estimée par la méthode inverse distance semble le moins mauvais compromis pour une modélisation des processus hydrologiques en milieu périurbain au pas de temps horaire. La méthode de spatialisat-ion choisie est certes assez simpliste mais les pluies obtenues ont l'avantage de représenter le signal horaire mesuré et d'être calculées pour chacune des mailles du modèle. Enfin, le dernier exercice souligne que la variabilité de la pluie n'explique pas entièrement l'écart entre les simulations et les observations et que la modélisation hydrologique doit encore être améliorée.

Pour aller plus loin dans l'analyse de sensibilité à l'estimation des pluies, d'autres tests complémentaires pourraient être menés en utilisant d'autres jeux de données de pluie comme les pluies radar. Ce type de données apporte des informations supplémentaires sur la dynamique de la pluie et la localisation des événements pluvieux orageux.

D'un point de vue méthodologique, d'autres exercices de simulation pourraient être conduits pour :

1. Analyser la sensibilité à la répartition spatio-temporelle seule (à cumul précipité fixe)
On compare des simulations effectuées à partir de champs de pluie ayant le même volume total sur la période test. Pour cela, on choisit alors un champ 0 servant de référence. On calcule le cumul de pluie PT_0 sur la période test. Ensuite, pour tout champ i que l'on veut tester, on multiplie toutes les pluies par un coefficient égal au ratio entre le cumul de pluie du champ i , PT_i et PT_0 . On obtient ainsi deux champs avec les mêmes cumuls. Dans ce cas, on fait une hypothèse d'erreur relative systématique entre les deux champs de pluie, ce qui n'est probablement pas le cas.
2. Analyser la sensibilité au cumul précipité (à répartition spatio-temporelle fixe)
On compare des simulations effectuées à partir de champs de pluie ayant la même répartition spatio-temporelle sur la période test. Pour cela, on choisit un champ 0 de précipitation dont on va exploiter la répartition spatio-temporelle, que l'on va caler à différents cumuls plausibles issus d'autres champs de pluie i , en le multipliant par les coefficients PT_i/PT_0 .

6.3. INFLUENCE DU MAILLAGE

6.3.1. Problématique

Une des questions que nous nous sommes posées au cours de l'étape de maillage est l'influence de la taille des sous-bassins sur les simulations. Pour y répondre, nous avons comparé les simulations réalisées avec les découpages 1 et 2 (paramétrage 2 détaillé en annexe F). Les HRU étant des sous-bassins dans les deux découpages, nous testons ici finalement l'influence du découpage du réseau sur les simulations.

6.3.2. Hypothèse de fonctionnement

L'aire de drainage minimale des sous-bassins naturels est de 1 km² pour le découpage 1 et 0,6 km² pour le découpage 2. Les caractéristiques des sous-bassins de chaque découpage sont récapitulées dans le Tableau 4.3 (page 151). Les paramètres globaux et les classes de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales sont identiques pour les deux simulations. Du fait du raffinement du découpage, les paramètres distribués sont légèrement différents en moyenne sur le bassin. Le Tableau 6.3, qui résume les spécifications des paramètres pour chaque découpage, montre qu'il n'y a pas de différences majeures entre les deux paramétrages. La principale différence est le linéaire total du réseau hydrographique : 110,1 km pour le découpage 1 et 126,3 km dans le découpage 2.

Tableau 6.3 – Caractéristiques des paramètres du bassin de Taffignon pour les deux découpages et pourcentages de la surface totale de chaque classe de végétation, sol, sous-sol et gestion des eaux pluviales (arrondis à la décimale près). Les classes de sol sont détaillées dans le chapitre 4.

		Découpage n° 1	Découpage n° 2
Nb HRU		310	374
Surf. imperm. (%)		16,4	15,7
Surf. imperm. connectées (%)		8,7	8,3
Végétation	Classe 1 (urbain \geq 50 %)	8,3	9,0
	Classe 2 (urbain < 50 % et % cultures > % forêt)	60,6	57,3
	Classe 3 (urbain < 50 % et % forêt > % cultures)	31,0	33,7
Sol	Classe 1	2,5	7,4
	Classe 2	29,0	26,°
	Classe 3	43,0	38,5
	Classe 4	15,8	17,1
	Classe 5	8,1	7,8
	Classe 6	1,1	1,8
	Classe 7	0,5	1,4
Sous-sol	Classe 1 (gneiss + granite)	16,1	17,2
	Classe 2 (alluvions, loess, sables)	83,9	82,8
Gestion des eaux pluviales	Classe 1 (sous-bassins ruraux)	73,7	72,9
	Classe 2 (sous-bassins mixtes)	25,3	26,1
	Classe 3 (sous-bassins urbains)	1,0	1,0

6.3.3. Résultats

En termes de critères de performance, il y a peu de différences entre les deux simulations (Tableau 6.4). Les courbes des débits classés soulignent la faible sensibilité de la distribution des débits au choix du maillage (Figure 6.3.3). Du point de vue du bilan hydrique, on observe une différence entre les ETP moyennes annuelles et peu d'impacts sur les ETR moyennes annuelles. Les variations mensuelles du taux d'humidité du sol, des contributions au débit et du débit total sont également peu impactées par le choix du découpage. Comme la spécification des paramètres est identique entre les deux découpages et que seule diffère la longueur total du réseau hydrographique, on peut estimer que les simulations sont peu sensibles au découpage du réseau naturel.

Tableau 6.4 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le maillage. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
Maillage	Découpage 1	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	Découpage 2	-9,40	0,68	0,47	1,08	-0,05	0,20

Tableau 6.5 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité sur le maillage. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

Découpage	1	2
ETP	821	830
θ_{MPS}	0,481	0,478
θ_s	0,242	0,238
ETR	566 (75,77%)	562 (75,23%)
Q _{reseau1}	46 (6,16%)	50 (6,69%)
Déversement	10 (1,34%)	12 (1,61%)

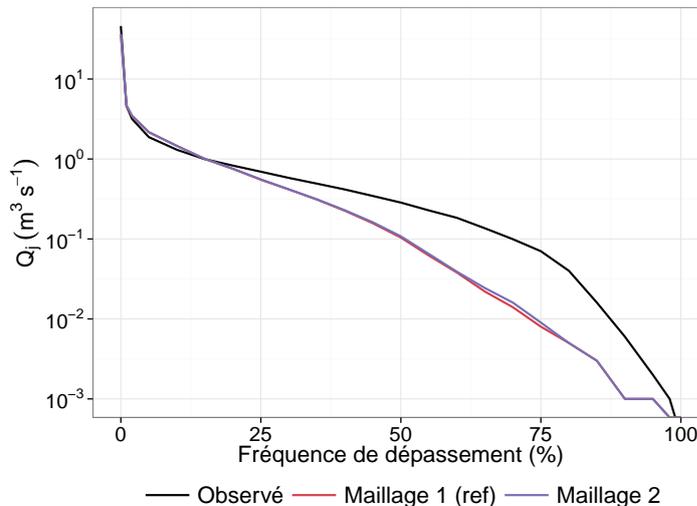


Figure 6.7 – Influence du maillage sur la courbe des débits classés journaliers

6.3.4. Conclusion

Ces résultats montrent que le choix du maillage influence peu les résultats. L’étape de maillage, qui se fait en grande partie manuellement, étant très longue, d’autres découpages n’ont pas été réalisés et testés. Il se peut donc que les résultats obtenus ne puissent pas être généralisés. Avec le modèle tel qu’il est actuellement, il existe peut-être un seuil en dessous ou au-dessus duquel les résultats ne diffèrent pas entre eux. Ce résultat est donc à prendre avec prudence.

6.4. INFLUENCE DE LA CLASSIFICATION DE LA VÉGÉTATION

6.4.1. Hypothèses de fonctionnement

La végétation est caractérisée dans le modèle par trois paramètres distribués : le coefficient de culture, l'indice foliaire et la profondeur racinaire. Le coefficient de culture k intervient dans le calcul de l'ETP (équation 2.10, page 55). L'indice foliaire LAI intervient dans le calcul de la capacité maximale du réservoir d'interception (équation 2.11, page 57). La taille du réservoir MPS dépend de la profondeur racinaire z_i .

Dans la simulation de référence, nous avons choisi une approche simplifiée de la représentation de la végétation en trois classes, en fonction de la végétation dominante (voir Figure 4.8). Les paramètres de chacune des classes correspondent à ceux du type urbain pour la classe 1, du type culture pour la classe 2 et du type forêt pour la classe 3 (voir section 4.4.3.b). Pour avoir des classes plus représentatives de la végétation sur le bassin, la méthode des k-means (voir section 2.6.5) a été utilisée. Cinq types de végétation ont été déterminés en fonction du pourcentage de forêt, de cultures et d'urbain dans chaque HRU (Tableau 6.6 et Figure 6.8). Avec les cinq classes de végétation identifiées, le type urbain est moins pris en compte sur le bassin. Les paramètres de végétation de chacune des classes sont calculés en faisant des moyennes pondérées des coefficients de culture, de LAI et de profondeur racinaire de chaque type urbain, forêt et culture (Figures 6.9a et 6.9b).

Tableau 6.6 – Pourcentage de chaque type « culture », « forêt » et « urbain » dans chacune des cinq classes déterminées par la méthode des k-means

Classe	Nb HRU	% Cultures	% Forêt	% Urbain
Urbain	47	25,11	9,62	65,27
Urbain-culture-forêt	60	30,45	28,74	40,80
Urbain-culture	97	47,58	12,48	39,94
Forêt	51	27,20	62,65	10,15
Culture	55	71,92	18,96	9,12

6.4.2. Résultats

Les résultats de l'analyse de sensibilité sur le nombre de classes de végétation sont récapitulés dans les Tableaux 6.7 et 6.8. Avec les cinq classes de végétation considérées, l'ETP est supérieure à celle calculée avec trois classes de végétation. L'ETR est également supérieure ce qui implique une diminution de l'eau disponible pour les écoulements. L'écoulement RD1 ne dépend pas des caractéristiques de la végétation et reste inchangé. Les deux autres contributions à l'écoulement, RD2 et RG1, sont inférieures à celles calculées avec la simulation de référence car l'eau stockée dans le sol est prise par l'ETR. Le taux de saturation du sol est donc plus faible que celui de la simulation de référence. Les moyens à forts débits sont également plus faibles ce qui contribue à augmenter le biais par rapport à la simulation de référence (Figure 6.10). Telles que les classes de végétation ont été choisies, l'effet sur les résultats de simulation est faible et s'observe sur la variation de l'ETR et du taux de saturation du sol à certaines périodes.

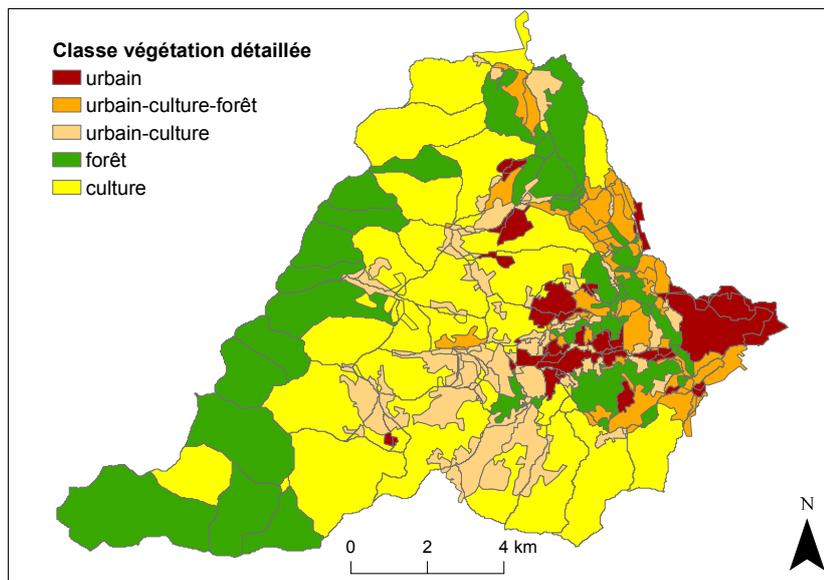
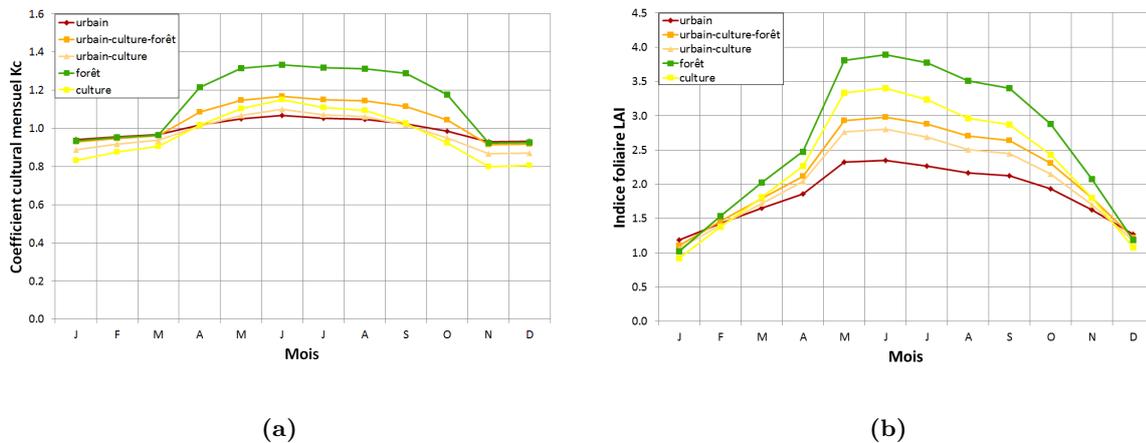


Figure 6.8 – Spécification de la classe de végétation pour chaque HRU



(a)

(b)

Figure 6.9 – Variation mensuelle des paramètres de végétation : (a) coefficient culturel k_c , (b) indice foliaire LAI

Tableau 6.7 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le nombre de classes de végétation. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE* _{iQ}	R _{Q10}
Nb classes végétation	3	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	5	-15,92	0,63	0,50	1,01	-0,16	0,20

Tableau 6.8 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité au nombre de classes de végétation. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

<i>Nb classes végétation</i>	3	5
ETP	821	827
Interception	200 (26,77%)	198 (26,51%)
θ_{MPS}	0,481	0,466
θ_s	0,242	0,234
ETR	566 (75,77%)	575 (76,97%)
$Q_{riviere}$	131 (17,54%)	122 (16,33%)
RD2	31 (4,15%)	29 (3,88%)
RG1	56 (7,50%)	50 (6,69%)

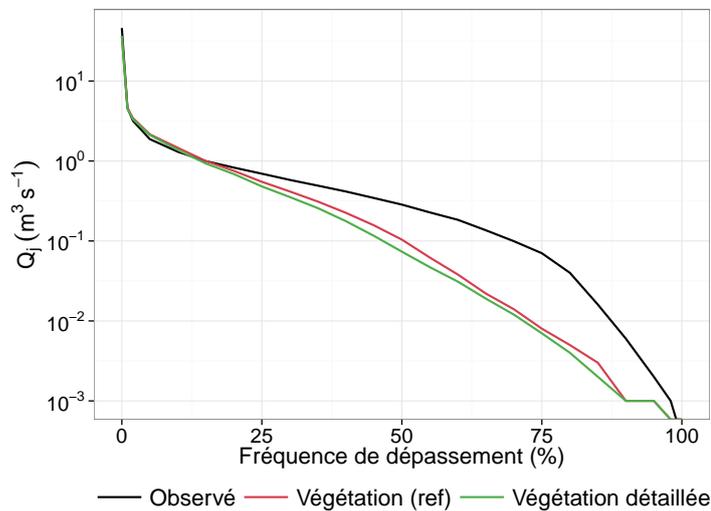


Figure 6.10 – Impact du nombre de classes de végétation sur la courbe des débits classés journaliers

6.4.3. Conclusion et perspectives

Avec le bassin d’étude considéré, nous n’avons pas observé de sensibilité flagrante de la réponse du modèle au nombre de classes de végétation. Au vu de ces résultats, l’approche simplifiée appliquée à la simulation de référence semble suffisante. D’autres tests supplémentaires auraient pu être effectués mais cette analyse est difficile à automatiser et le temps de prétraitement (choix d’un nombre de classes, identification des classes et spécification des paramètres associés) est non négligeable. Pour aller plus loin dans la représentation de la végétation, il serait intéressant d’utiliser des chroniques de coefficients de culture et d’indices foliaires mensuelles variables interannuellement en fonction de la météorologie.

6.5. INFLUENCE DU PAS DE TEMPS SUR L'INTERCEPTION

6.5.1. Problématique

Le paramètre H_{int} correspond à la hauteur du réservoir d'interception dans le module de Végétation. Il intervient dans le calcul de la quantité maximale interceptée par la végétation (voir équation 2.11, page 57). Nous avons vu dans le chapitre 5 que l'interception de la végétation constitue une grande partie de la quantité d'ETR simulée par le modèle à chaque pas de temps. Comme le réservoir correspond à une capacité de stockage, il devrait être indépendant du temps. Néanmoins, il est apparu qu'il jouait un rôle sur la quantité d'eau stockée et évaporée à chaque pas de temps.

Pour illustrer, prenons un exemple sur une journée. Supposons une pluie constante de 4,8 mm (soit 0,2 mm/h), une ETP constante de 2,4 mm (soit 0,1 mm/h) et un réservoir d'interception de capacité de stockage 1 mm. Le réservoir est vide initialement.

Au pas de temps journalier, le réservoir se remplit de 1 mm au début du pas de temps. La pluie nette est donc de 3,8 mm. L'interception est égale à la quantité d'eau maximale interceptée soit 1 mm. La demande évaporatoire ne peut être entièrement satisfaite, l'ETR totale (interception+transpiration du sol) est égale à 1 mm. A la fin du pas de temps, le réservoir d'interception est vide.

Au pas de temps horaire, durant la 1^{re} heure de la journée, le réservoir se remplit de 0,2 mm au début du pas de temps (Figure 6.11). La pluie nette est nulle. L'interception est égale à 0,1 mm et l'ETR est égale à 0,1 mm. Le réservoir contient 0,1 mm d'eau à la fin du pas de temps. Durant la 2^e heure, le réservoir contient 0,1+0,2 mm d'eau au début du pas de temps. La pluie nette est nulle et l'interception est de 0,1 mm. L'ETR est donc égale à 0,1 mm. A la fin du pas de temps, le réservoir contient 0,2 mm d'eau. Le réservoir se remplit et désemplit de cette façon jusqu'à atteindre sa capacité maximale à la 10^e heure (Figure 6.11). Au début du 10^e pas de temps, le réservoir contient 1 mm d'eau. La pluie nette vaut alors 0,1 mm et l'interception 0,1 mm. L'ETR est égale à 0,1 mm et le réservoir contient 0,9 mm d'eau. Cet état est identique jusqu'à la fin de la journée. Au total, la pluie nette cumulée sur la journée est égale à 1,5 mm (contre 3,8 mm au pas de temps journalier), l'interception cumulée vaut 2,4 mm (contre 1 mm au pas de temps journalier) et le réservoir contient 0,9 mm (contre 0 mm au pas de temps journalier).

Cet exercice montre qu'à taille de réservoir et flux d'entrée égaux, l'interception est plus grande au pas de temps horaire qu'au pas de temps journalier. Comme le réservoir se désemplit un peu à chaque heure, la quantité d'eau qui peut être interceptée est plus importante. Il y a donc un effet indirect du pas de temps sur le phénomène d'interception. Cet effet est certainement non linéaire, d'autant plus que l'ETP horaire n'est pas constante au cours d'une journée.

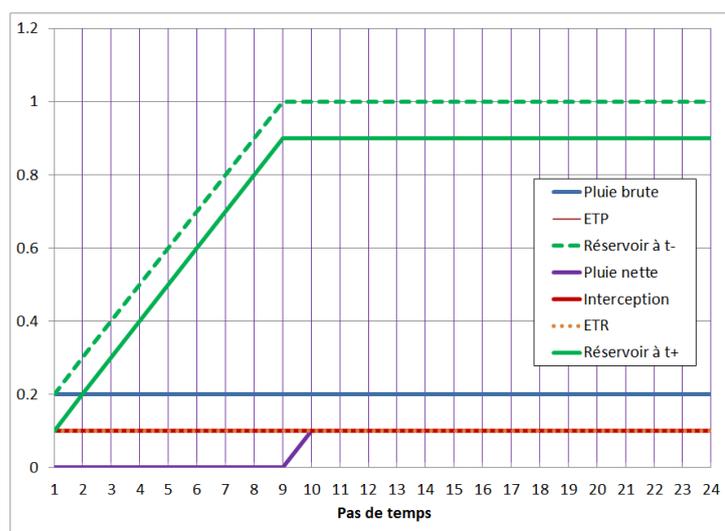


Figure 6.11 – Évolution de la pluie brute, la pluie nette, l'ETP, l'ETR, l'interception et l'état du réservoir interception au début et à la fin du pas de temps

6.5.2. Hypothèses de fonctionnement

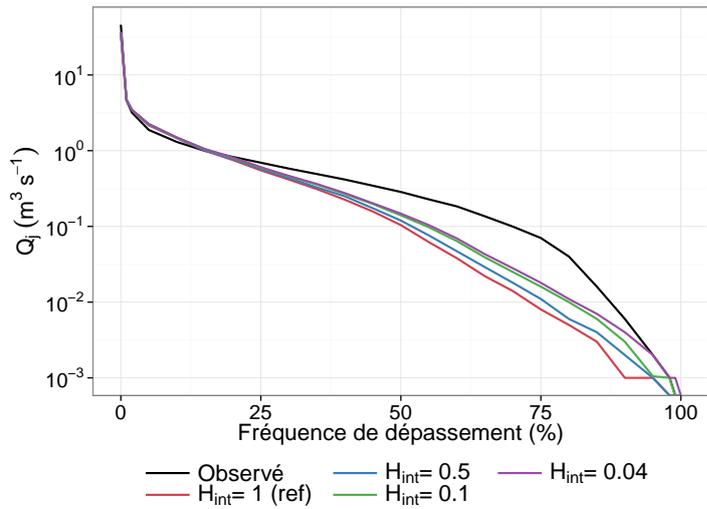
Comme le critère de biais de la simulation de référence est élevé en valeur absolue, l'analyse de sensibilité à H_{int} a été effectuée en diminuant la valeur de ce paramètre, initialement égale à 1 mm. Trois simulations ont été réalisées avec une valeur de H_{int} égale à : 0,5 mm, 0,1 mm et 0,04 mm. Cette dernière valeur, égale à 1/24, correspond à une hypothèse où l'influence de H_{int} est linéaire avec le pas de temps.

6.5.3. Résultats

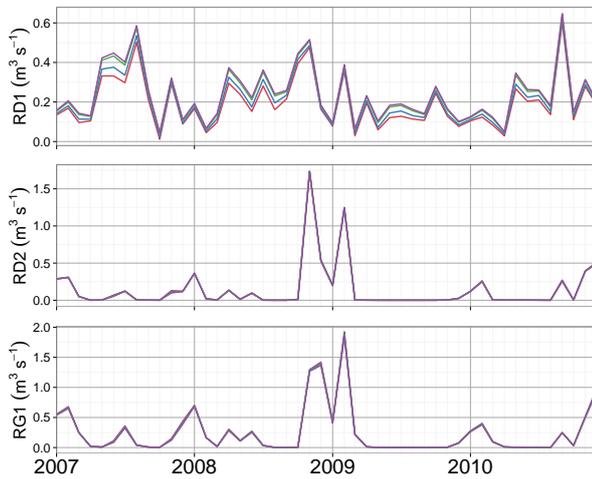
La diminution de H_{int} entraîne une diminution du biais absolu et du NSE et une amélioration des critères de NSE_{iQ}^* et R_{Q10} qui caractérisent les bas débits (Tableau 6.9). Les courbes de débits classés montrent que la distribution des bas débits est mieux représentée lorsque la taille du réservoir d'interception est faible (Figure 6.12a). Les autres critères sont légèrement dégradés. En termes de bilan hydrique, la diminution de H_{int} entraîne une diminution de l'interception, notamment en été (Tableau 6.10). L'eau non interceptée est répartie entre le ruissellement direct sur surfaces imperméables et l'infiltration dans le sol. Plus H_{int} diminue, plus le ruissellement direct augmente en été, ce qui contribue à augmenter les bas débits (Figure 6.12b). L'eau infiltrée dans le sol est reprise par transpiration du réservoir MPS. Les écoulements souterrains sont donc peu influencés par la modification de ce paramètre. Au final, on observe une augmentation du débit simulé dans la rivière et dans le réseau d'assainissement du fait d'une augmentation du ruissellement de surface en été.

6.5.4. Conclusion et perspectives

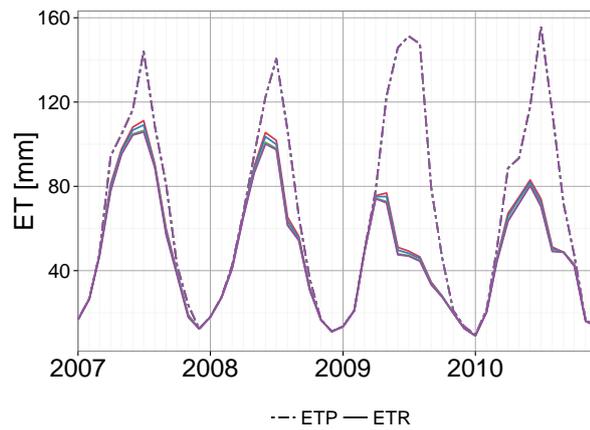
Le paramètre correspondant à la hauteur du réservoir de végétation s'est révélé être un paramètre important, notamment pour la simulation des bas débits. L'interception simulée est



(a)



(b)



(c)

Figure 6.12 – Impact de la taille du réservoir interception sur : (a) la courbe des débits classés journaliers, (b) les contributions moyennes mensuelles au débit et (c) l'évapotranspiration moyenne mensuelle

Tableau 6.9 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la taille du réservoir d'interception. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
H_{int}	1 mm	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	0,5 mm	-7,84	0,63	0,43	1,08	-0,03	0,40
	0,1 mm	-5,05	0,62	0,40	1,10	0,06	0,60
	0,04 mm	-4,26	0,62	0,40	1,11	0,10	0,60

très dépendante de sa valeur : plus elle est faible, moins il y a d'interception en été lorsque le développement de la végétation est important. L'effet direct est une diminution de l'ETR et

Tableau 6.10 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité sur la capacité du réservoir d’interception. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

H_{int}	1 mm	0,5 mm	0,1 mm	0,04 mm
Interception	200 (26,77%)	143 (19,14%)	68 (9,10%)	46 (6,16%)
θ_{MPS}	0,481	0,476	0,47	0,468
ETR	566 (75,77%)	558 (74,70%)	549 (73,49%)	546 (73,09%)
$Q_{riviere}$	131 (17,54%)	134 (17,94%)	138 (18,47%)	139 (18,61%)
RD1	44 (5,89%)	48 (6,43%)	53 (7,10%)	55 (7,36%)
RD2	31	30	30	30
RG1	56	55	54	54
Q_{reseau}	50 (6,69%)	54 (7,23%)	59 (7,90%)	61 (8,17%)
Devers. DO	10	10	11	11

une augmentation du ruissellement RD1 durant cette période. La spécification de ce paramètre est donc importante, d’autant plus qu’il a une portée globale sur le bassin. La difficulté réside dans le manque d’informations pour l’estimer. Comme l’ETR n’est pas mesurable, il n’y a pas de données pouvant valider les résultats obtenus en termes de simulation d’évapotranspiration. C’est d’autant plus problématique que l’ETR constitue plus de 70 % du bilan hydrique. Modéliser le bassin à partir d’un modèle plus centré sur le développement de la végétation permettrait peut-être d’avoir des ordres de grandeur de l’ETR produite sur le bassin. Enfin, bien que ce paramètre n’ait pas été initialement identifié comme étant dépendant du pas de temps, il semblerait que sa valeur lui soit indirectement liée. Comme à chaque pas de temps le réservoir peut se vider et que l’ ET_{ref} varie, sa valeur influence fortement la dynamique de l’ETR. Sa dépendance au temps ne semble pas linéaire au vu des résultats trouvés en le diminuant à 0,04 mm (interception diminuée d’un facteur 4).

6.6. COMPORTEMENT DU SOL ET SOUS-SOL

6.6.1. Problématique

Lors de l’évaluation de la simulation de référence, il est apparu que le modèle simulait les récessions des pics de débit trop rapidement. Or seul le débit de base RG1, produit par la vidange du réservoir de nappe, alimente le débit en fin d’épisode. Le réservoir de nappe est lui-même alimenté par percolation d’eau du réservoir LPS et la percolation dépend de la quantité d’eau pouvant sortir de celui-ci. Pour augmenter les récessions des pics de débit, il faut modifier un ou plusieurs processus qui influe plus ou moins directement sur la production du débit de base :

1. Augmenter le temps de récession (τ_{RG1}) de la vidange du réservoir diminue directement la réactivité du débit de base tant qu’il y a de l’eau dans le réservoir de nappe,
2. Simuler le comportement de deux nappes produisant un débit de base rapide (RG1) et un débit de base lent (RG2) peut influencer sur les récessions du débit,

3. Augmenter la percolation entraîne une augmentation du niveau de nappe et donc de l'eau disponible pour produire le débit de base. La percolation dépend directement de la quantité d'eau sortant du réservoir LPS et indirectement du routage latéral de l'écoulement de subsurface dans la HRU :
 - Plus il y a de percolation directe ($\searrow C_{LatVert}$), plus il y a d'eau dans la nappe,
 - Si le routage latéral dans la HRU est pris en compte ($C_{RD2} > 1$), une partie de l'eau reste dans LPS et peut être mobilisée pour remplir la nappe au pas de temps suivant par percolation indirecte (à condition qu'il n'y ait pas eu de diffusion vers MPS entre temps, ce qui est le cas lorsque MPS est saturé ou que sa capacité est insuffisante).
4. L'eau disponible pour la percolation peut être augmentée en :
 - modifiant la partition entre l'eau restante dans LPS et l'eau disponible pour les flux verticaux et latéraux ($\searrow C_{OutLPS}$),
 - augmentant la capacité du réservoir LPS ($\nearrow C_{LPS}$) et en diminuant celle du réservoir MPS ($\searrow C_{MPS}$). La taille de MPS joue indirectement sur la réserve d'eau dans LPS puisqu'une partie de l'eau restante dans LPS après la production de flux latéraux et verticaux diffuse vers MPS. Si sa capacité de stockage n'est pas trop importante ou si le réservoir est saturé, l'eau ne diffuse pas dans MPS mais reste dans LPS et contribue à alimenter la percolation et l'écoulement de subsurface au pas de temps suivant.

Chacun de ces processus est étudié un à un dans cette section. Le plan d'expérience présenté dans le Tableau 6.1 résume les différentes étapes.

6.6.2. Comportement de la nappe souterraine

6.6.2.a. Hypothèses de fonctionnement

Dans la simulation de référence, la récession des pics de débit est simulée plus rapidement qu'elle n'est observée. Lorsque le sol est humide, il y a suffisamment d'eau dans LPS pour alimenter la nappe. Dans ce cas, le débit de base produit par la nappe contribue en grande partie aux récessions des pics de débit. Or cet écoulement est contrôlé par le taux de vidange du réservoir de nappe. Pour diminuer la rapidité des récessions simulées, trois simulations ont été réalisées avec un taux de vidange de la nappe RG1 de 20 jours, 30 jours et 40 jours. La géologie du bassin est telle qu'elle ne laisse pas présupposer des aquifères importants et permanents. Ces valeurs ont donc été choisies de sorte à rester proches en ordre de grandeur du taux de vidange de la simulation de référence (valeur de 10 jours confortée par l'analyse des récessions présentée en annexe J).

Nous avons également testé l'influence de la prise en compte d'un deuxième réservoir de nappe RG2 qui produirait un débit de base plus lent. Pour évaluer les taux de vidange des réservoirs RG1 et RG2, nous avons procédé de la même manière qu'en annexe J. En faisant l'hypothèse que le débit de base est produit par deux réservoirs linéaires, deux taux de vidange ont été extraits des débits observés à Taffignon sur la période 1988-2013 (Figure 6.13) : 5,5 jours et 14,9 jours. Un test supplémentaire a été réalisé en augmentant ces valeurs à 10 et 20 jours.

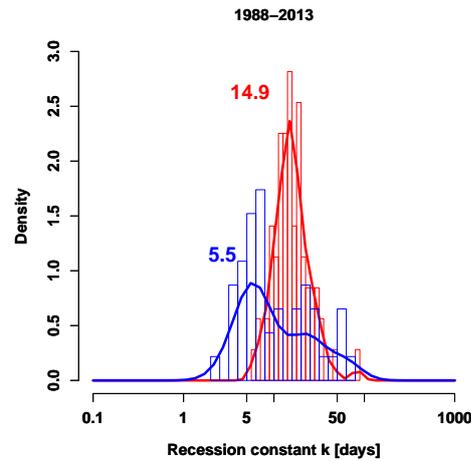


Figure 6.13 – Distribution des pentes des récessions extraites de la chronique de débits à l’exutoire du bassin de Taffignon entre 1988 et 2013. Cas d’un sol modélisé par deux réservoirs linéaires.

6.6.2.b. Résultats

Les résultats sont récapitulés dans les Tableaux 6.11 et 6.12. L’augmentation du taux de vidange améliore les critères de performance sur les bas débits jusqu’à une valeur de τ_{RG1} égale à 20 jours. Au delà, les bas débits sont surestimés. Les critères de performance sur les hauts débits sont peu impactés par la modification du taux de vidange. Les courbes des débits classés illustrent ces résultats (Figure 6.14a). La prise en compte de deux réservoirs de nappe améliore les critères de performance sur les bas débits et modifie peu les critères de NSE et de PBIAS. Il semblerait néanmoins qu’il y ait peu de différences entre la prise en compte d’un seule nappe avec un taux de vidange de 20 jours et la prise en compte de deux nappes avec des taux de vidange de 10 et 20 jours. En termes de bilan hydrique, ce paramètre n’a aucune influence (mis à part la séparation en deux flux de nappe). Sur les débits journaliers, l’impact sur les récessions est très important et varie d’une année à l’autre (Figures 6.14b et 6.14c). En 2008, les débits estivaux sont relativement importants et l’augmentation du taux de vidange améliore la représentation du débit. En 2009, il y a de forts étiages en été et augmenter le taux de vidange de la nappe à 30 ou 40 jours n’améliore pas la simulation des bas débits.

6.6.3. Réservoirs de sol

La mauvaise représentation des récessions dans la simulation de référence peut être la conséquence d’une quantité d’eau insuffisante dans le réservoir RG1, soit parce qu’il n’y a pas assez d’eau qui percole du sol à la nappe, soit parce qu’il n’y a pas assez d’eau qui sort du réservoir LPS, soit parce qu’il n’y a pas assez d’eau dans le réservoir LPS. Plusieurs paramètres contrôlent ces processus (Tableau 6.1).

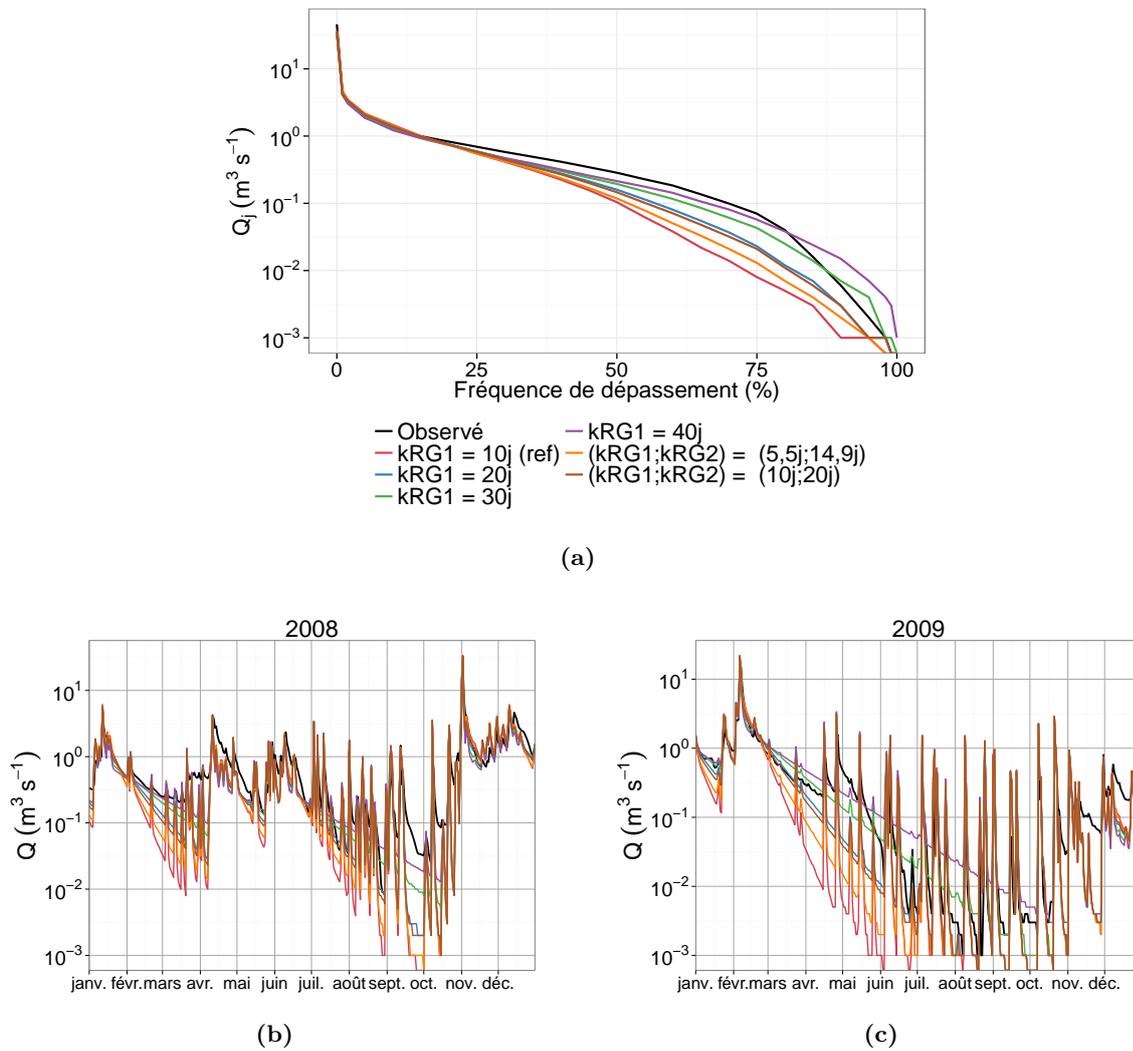


Figure 6.14 – Impact de l’augmentation du temps de récession du réservoir de nappe RG1 et de l’ajout d’un flux RG2 sur : (a) la courbe des débits classés journaliers, (b) le débit journalier de l’année 2008 et (c) le débit journalier de l’année 2009

Tableau 6.11 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le taux de vidange des nappes souterraines. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
τ_{RG1}	10j	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	20j	-10,09	0,59	0,44	0,99	0,10	0,60
	30j	-9,96	0,57	0,43	0,93	0,00	1,40
	40j	-9,78	0,55	0,42	0,88	0,07	2,80
τ_{RG1}/τ_{RG2}	5,5j/14,9j	-10,09	0,64	0,45	1,05	0,03	0,40
	10j/20j	-10,10	0,60	0,44	1,01	0,09	0,60

Tableau 6.12 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité sur le temps de vidange de nappe et l’ajout d’un second réservoir RG2.

τ_{RG1}/τ_{RG2}	10 j/0	20 j/0	30 j/0	40 j/0	5,5j/15j	10j/20j
Q _{riviere} (mm)	131	130	131	131	130	130
RG1 (mm - %Q)	56	56 (7,50%)	56	57	17 (2,28%)	17
RG2 (mm - %Q)	0	0	0	0	39 (5,22%)	39

6.6.3.a. Percolation directe de l’eau du sol à la nappe

Hypothèses de fonctionnement

Le paramètre $C_{LatVert}$ contrôle la quantité d’eau qui percole du réservoir LPS à la nappe (voir équation 2.31, page 62). Deux simulations ont été effectuées avec des valeurs de $C_{LatVert}$ égales à 1 et 0,5. Dans la simulation de référence, pour que ce paramètre ne favorise pas un écoulement plutôt qu’un autre, nous avons choisi de le fixer à 2.

Résultats

Les résultats sont récapitulés dans les Tableaux 6.13 et 6.14. Plus la valeur de $C_{LatVert}$ est faible, plus l’eau du sol percole vers la nappe. Le reste produit de l’écoulement de subsurface. La diminution de ce paramètre influe principalement sur la corrélation entre débits simulés et observés (wR^2 diminue). En termes de bilan hydrique, diminuer par 2 le paramètre $C_{LatVert}$ revient à diminuer de 50 % le flux RD2 moyen annuel et à augmenter de 25% le flux RG1 moyen annuel. La courbe des débits classés est peu modifiée (Figure 6.15a). Les récessions simulées lors de la crue de février 2009 sont d’autant plus sous-estimées au début et surestimées ensuite que le paramètre $C_{LatVert}$ est faible (Figure 6.15b).

Tableau 6.13 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le paramètre $C_{LatVert}$. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
$C_{LatVert}$	2	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	1	-10,01	0,59	0,45	1,10	-0,04	0,20
	0,5	-9,99	0,57	0,44	1,11	-0,03	0,20

Tableau 6.14 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité sur la partition flux verticaux/flux horizontaux. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes (mm). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

$C_{LatVert}$	2	1	0,5
RD2	31 (4,15%)	19 (2,54%)	14 (1,87%)
RG1	56 (7,50%)	68 (9,10%)	73 (9,77%)

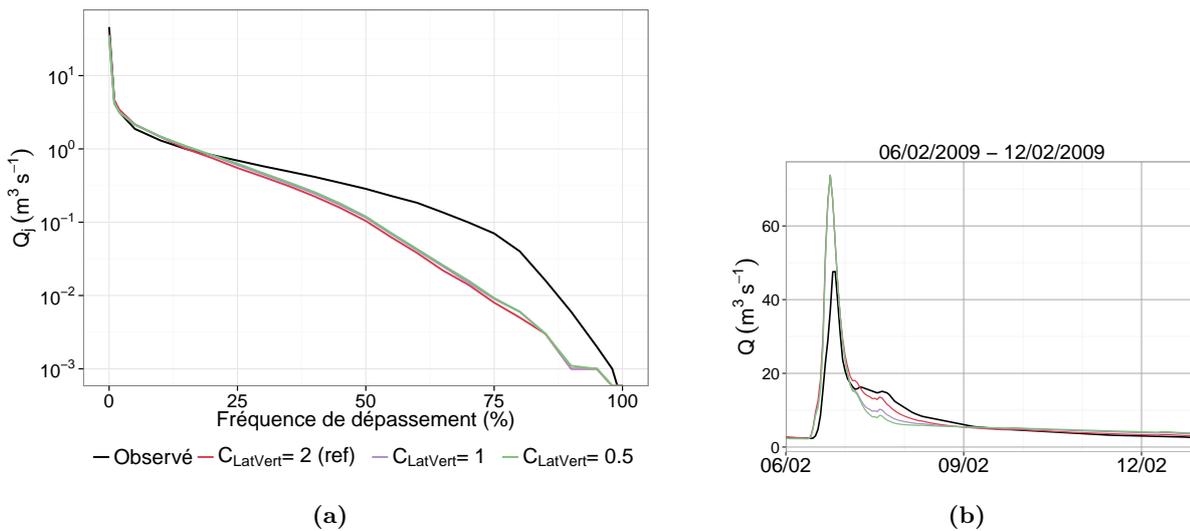


Figure 6.15 – Sensibilité au paramètre $C_{LatVert}$ sur : (a) la courbe des débits classés journaliers et (b) le débit horaire de la crue de février 2009

6.6.3.b. Percolation indirecte de l’eau du sol à la nappe

Hypothèses de fonctionnement

La mauvaise représentation des récessions dans la simulation de référence peut être engendrée par une production d’écoulement de subsurface trop importante aux dépens du débit de base. Le paramètre global C_{RD2} contrôle la quantité de flux RD2 produite par les HRU qui rejoint effectivement la HRU suivante ou la rivière (donc la rivière dans notre cas). Lorsque ce paramètre est strictement supérieur à 1 heure, une partie du flux RD2 n’atteint pas la rivière et retourne dans le réservoir LPS. L’eau dans LPS qui n’a pas été mobilisée pour la percolation, l’écoulement de subsurface et le flux RD2 qui n’a pas été transféré à la rivière participent ensuite au processus de diffusion de LPS vers MPS. Lorsque le réservoir MPS est saturé (en hiver par exemple), il n’y a pas de diffusion possible et l’eau reste dans LPS. Elle est ensuite remobilisée pour alimenter le flux de percolation et le flux de subsurface au pas de temps suivant. En périodes de saturation du réservoir MPS, cela contribue à augmenter la quantité d’eau disponible pour la percolation. Nous avons donc testé l’impact de ce paramètre sur la simulation des débits avec des valeurs de 3, 6 et 10 heures. Dans la simulation de référence, il est égal à 1 heure.

Résultats

Augmenter C_{RD2} jusqu'à 6 heures améliore les critères de NSE, de wR2 et de PBIAS mais dégrade les critères de performance sur les bas débit (Tableau 6.15). Seuls les moyens débits sont affectés par cette analyse de sensibilité (Figure 6.16a). Les seuls termes du bilan hydrique qui sont modifiés sont l'écoulement RD2 et l'écoulement RG1 (Tableau 6.16). Comme le paramètre C_{RD2} est supérieur à 1, le flux RD2 en sortie de LPS est ralenti à cause du routage et une partie reste dans le réservoir LPS. La diffusion étant prise en compte avant le routage de RD2 dans la HRU, le surplus de LPS n'est pas pris par le réservoir MPS mais reste dans le réservoir LPS. L'impact sur les débits journaliers est faible, avec une légère augmentation des récessions, mais il est important sur le pic de débit de la crue de février 2009 (Figure 6.16b).

Tableau 6.15 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur le paramètre C_{RD2} . Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
C_{RD2}	1 h	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	3 h	-10,25	0,52	0,61	1,13	-0,05	0,20
	6 h	-10,32	0,41	0,58	1,15	-0,10	0,20
	10 h	-10,35	0,33	0,52	1,16	-0,09	0,20

Tableau 6.16 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur le routage du flux RD2. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes (mm). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

C_{RD2}	1	3	6	10
RD2	31 (4,15%)	16 (2,15%)	10 (1,34%)	7 (0,94%)
RG1	56 (7,50%)	70 (9,37%)	76 (10,17%)	79 (10,57%)

6.6.3.c. Quantité d'eau sortant du réservoir LPS

Hypothèses de fonctionnement

Le calcul de la quantité d'eau sortant du réservoir LPS est paramétré par C_{outLPS} (voir équation 2.30, page 2.30). Diminuer C_{outLPS} revient à augmenter cette quantité d'eau. Trois simulations ont été effectuées avec des valeurs de C_{outLPS} égales à 2, 3 et 4. Dans la simulation de référence, C_{outLPS} est égal à 5, comme dans le modèle J2000 sur le bassin de Gera. Cette valeur de référence signifie que plus il y a d'eau dans le réservoir, plus il y a d'eau disponible pour les écoulements verticaux et horizontaux. Pour de faibles taux de saturation, il est alors plus difficile d'extraire l'eau du sol.

Résultats

Les modifications des critères de performance et du bilan hydrique sont récapitulées dans les Tableaux 6.17 et 6.18. Diminuer C_{outLPS} améliore la simulation des bas débits (meilleurs NSE et

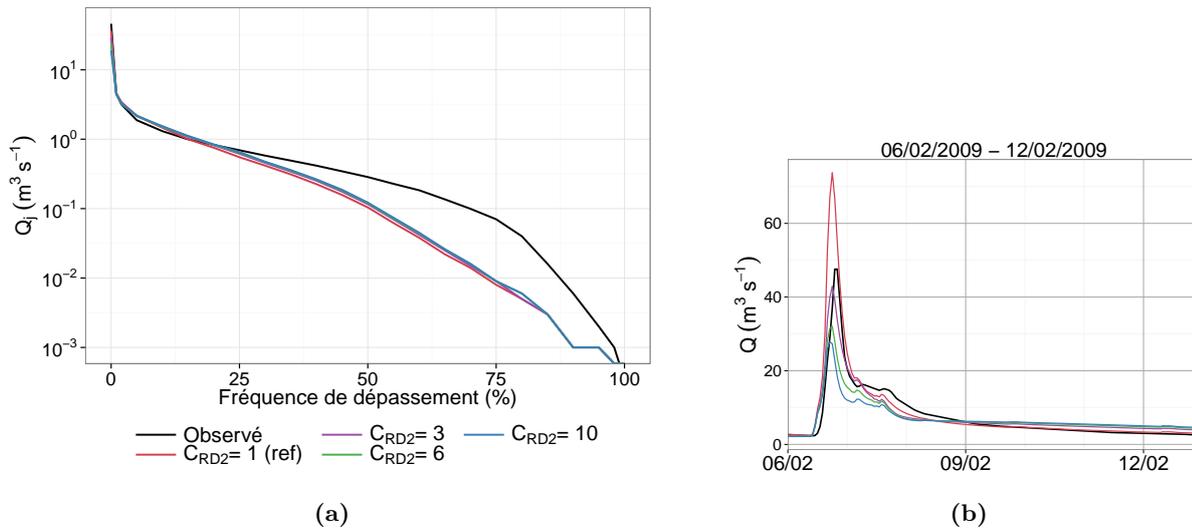


Figure 6.16 – Sensibilité au paramètre C_{RD2} sur : (a) la courbe des débits classés journaliers et (b) le débit horaire lors de la crue de février 2009

R_{Q10}) mais dégrade le NSE. La courbe des débits classés (Figure 6.17a) montre l’effet important de la diminution de C_{outLPS} sur la distribution des débits. En augmentant la quantité d’eau sortant de LPS, on diminue la quantité d’eau qui diffuse vers MPS et donc l’ETR. L’eau sortante de LPS alimente les flux RD2 et RG1. Au final, comme il y a moins d’eau stockée dans le sol, son taux de saturation est plus faible et le débit total est plus important. La simulation du débit est améliorée en période de basses eaux (Figure 6.17a) du fait de la diminution de l’ETR, mais pas en hautes eaux (Figure 6.17b) à cause de l’augmentation de l’écoulement RD2.

Tableau 6.17 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le paramètre C_{outLPS} . Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R_{Q90}	NSE_{iQ}^*	R_{Q10}
C_{outLPS}	2	-5,06	0,53	-0,44	0,91	0,68	1,40
	3	-8,3	0,63	-0,04	0,97	0,47	0,60
	4	-9,38	0,66	0,27	1,02	0,11	0,40
	5	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20

6.6.3.d. Taille des réservoirs du sol

Hypothèses de fonctionnement

La taille des réservoirs est définie pour chaque classe de sol par les paramètres distribués de capacité au champ par décimètre de sol $MPS_{max,i}^r$ et de capacité d’air $LPS_{max,i}$. Pour augmenter la quantité d’eau qui parvient au réservoir RG1, la capacité maximale du réservoir MPS doit être diminuée et celle du réservoir LPS augmentée. Six simulations ont donc été réalisées en modifiant la taille des réservoirs par le biais des coefficients multiplicatifs globaux C_{MPS} et C_{LPS} (voir équations 2.20 et 2.21). Dans la simulation de référence, ces coefficients sont égaux à 1. Pour

Tableau 6.18 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité sur le calcul de la quantité d’eau sortant de LPS. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

C_{outLPS}	2	3	4	5
θ_{MPS}	0,459	0,473	0,478	0,481
θ_{LPS}	0	0,001	0,001	0,002
θ_s	0,23	0,237	0,24	0,242
ETR	559	563	565	566
$Q_{riviere}$	138	133	132	131
RD2	37	34	32	31
RG1	57	55	56	56

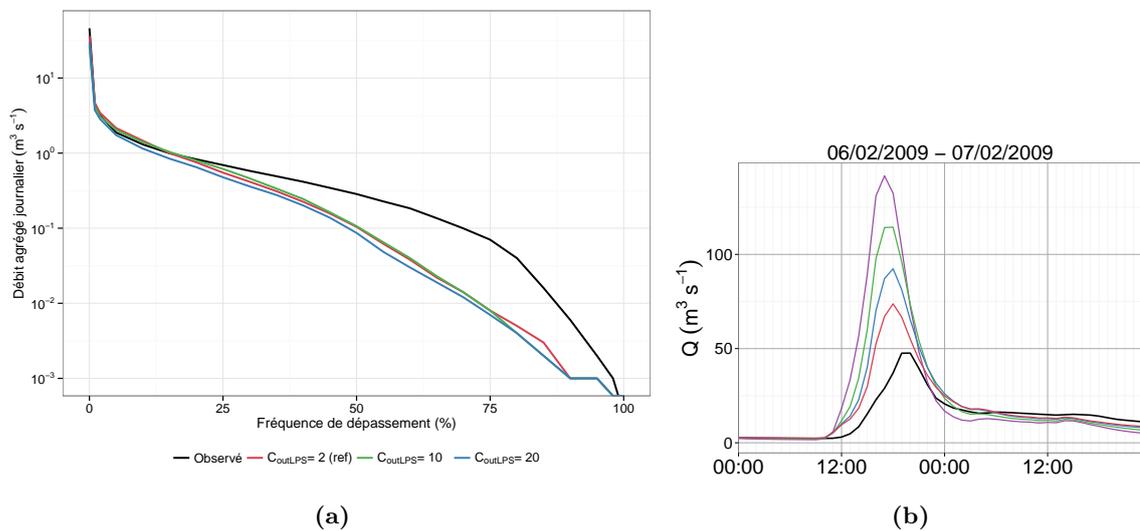


Figure 6.17 – Sensibilité au paramètre C_{outLPS} sur : (a) la courbe des débits classés journaliers et (b) le débit horaire de la crue de février 2009

les six autres simulations, les coefficients suivants ont été choisis : $C_{MPS}=0,75$ (simulation 1) ; $C_{LPS}=1,25$ (simulation 2) ; $C_{LPS}=1,5$ (simulation 3) ; $C_{MPS}=0,75$ et $C_{LPS}=1,5$ (simulation 4) ; $C_{MPS}=0,5$ et $C_{LPS}=1,5$ (simulation 5) ; $C_{MPS}=0,75$ et $C_{LPS}=1,25$ (simulation 6). Le coefficient de distribution entre les deux réservoirs reste identique à celui de la simulation de référence ($C_{dist}^{sol} = 0$).

Résultats

Les résultats sont récapitulés dans les Tableaux 6.19 et 6.20. L’effet de la modification de la taille des réservoirs est visible sur la courbe des débits classés (Figure 6.18a). Diminuer la taille du réservoir MPS améliore le biais mais dégrade les critères de performance sur les hauts débits. En termes de bilan hydrique, diminuer la taille de MPS entraîne une diminution de la transpiration et donc de l’ETR. Les bas débits (hors événements) sont ainsi plus importants. Lorsque le réservoir MPS est plus petit que celui de la simulation de référence, il y a moins d’eau qui diffuse de

LPS à MPS et donc plus d'eau qui participe aux écoulements RD2 et RG1. Augmenter la taille du réservoir LPS améliore la représentation des hauts débits mais dégrade le critère de PBIAS. Les pics de débit durant les événements sont mieux représentés (Figure 6.18c). Les simulations effectuées en ne modifiant que la taille d'un réservoir n'améliorent pas la représentation des bas débits, le critère de NSE_{iQ}^* et de R_{Q90} ne sont pas ou peu modifiés. Par contre, diminuer la taille de MPS et augmenter celle de LPS par la même occasion améliore dans l'ensemble les critères de performance. Le biais le plus faible est obtenu en augmentant LPS de 50 % et en diminuant MPS de 25 %. Par contre, les bas débits sont mieux représentés en augmentant LPS de 50 % et en diminuant MPS de 50 %.

Tableau 6.19 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la taille des réservoirs du sol. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

	PBIAS	wR2	NSE	R_{Q90}	NSE_{iQ}^*	R_{Q10}
Référence	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
x0,75 MPS	3,76	0,67	0,27	1,26	-0,03	0,20
x1,25 LPS	-10,65	0,59	0,59	1,10	-0,11	0,20
x1,5 LPS	-11,33	0,52	0,62	1,12	-0,13	0,20
x1,5LPS + x0,75MPS	1,39	0,52	0,54	1,28	-0,05	0,20
x1,5LPS + x0,5MPS	14,91	0,53	0,43	1,42	0,18	0,40

Tableau 6.20 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la capacité de stockage des réservoirs LPS et MPS. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

	1	0,75	1	1	0,75	0,5	0,75
C_{MPS}	1	1	1,25	1,5	1,5	1,5	1,25
C_{LPS}	1	1	1,25	1,5	1,5	1,5	1,25
ETR	566 (75,8%)	546 (73,1%)	567 (75,9%)	568 (76,0%)	550 (73,6%)	530 (70,9%)	548 (73,4%)
$Q_{riviere}$	131 (17,5%)	151 (20,2%)	130 (17,4%)	129 (17,3%)	147 (19,7%)	167 (22,3%)	149 (19,9%)
RD2	31 (4,1%)	37 (4,9%)	29 (3,9%)	28 (3,7%)	34 (4,5%)	40 (5,3%)	35 (4,7%)
RG1	56 (7,5%)	70 (9,4%)	57 (7,6%)	57 (7,6%)	70 (9,4%)	83 (11,1%)	70 (9,4%)
θ_{MPS}	0,481	0,499	0,484	0,488	0,51	0,547	0,504
θ_{LPS}	0,002	0,005	0,003	0,004	0,008	0,021	0,006
θ_s	0,242	0,217	0,217	0,197	0,176	0,153	0,193

6.6.4. Conclusion

Pour mieux représenter les récessions, il est apparu que certains des paramètres du sous-sol et du sol devaient être particulièrement bien estimés comme : le taux de vidange de la nappe τ_{RG1} , le paramètre modulant la quantité d'eau sortant du réservoir LPS C_{outLPS} et les capacités de stockage des réservoirs du sol. La difficulté de spécifier ces paramètres réside notamment dans l'interprétation des données à disposition : carte du sous-sol, base de données Sol, débits de base. La modification des paramètres de partition entre flux verticaux et horizontaux $C_{LatVert}$

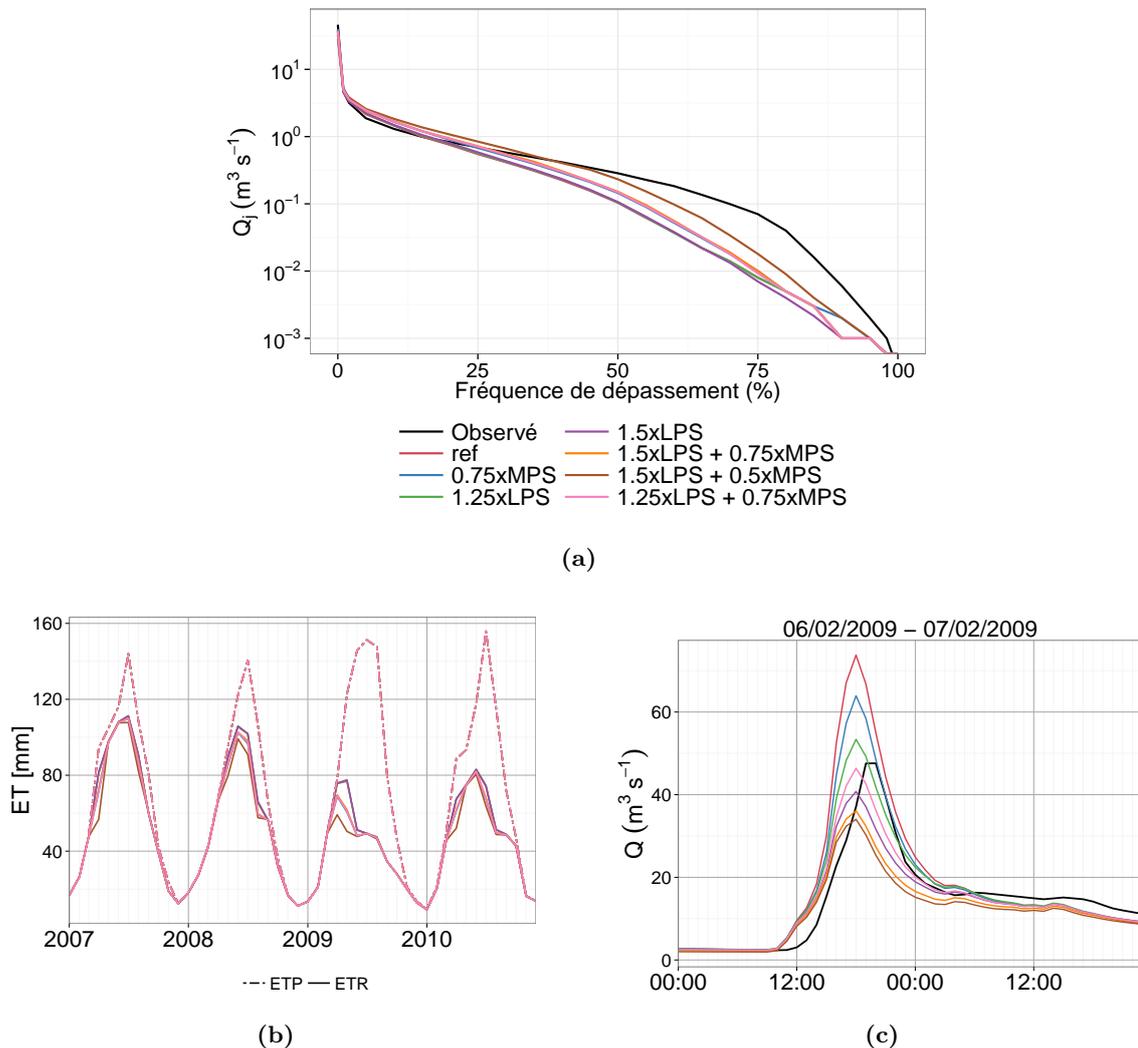


Figure 6.18 – Sensibilité à la taille des réservoirs du sol sur : (a) la courbe des débits classés journaliers, (b) l'évapotranspiration moyenne mensuelle et (c) le débit horaire lors de la crue de février 2009

et de routage du flux RD2 C_{RD2} n'améliore pas significativement la simulation des récessions.

Pour le taux de vidange, nous nous sommes appuyés sur une analyse du débit observé à l'exutoire. Or, même si dans la simulation de référence nous avons fait le choix d'appliquer la même valeur à l'ensemble des HRU, ce taux est un paramètre spatialisé et la valeur calculée à l'exutoire n'est certainement pas valable pour l'ensemble du bassin. Cette analyse nous a néanmoins permis d'estimer un ordre de grandeur raisonnable. Parmi les valeurs testées, il semblerait que la valeur de référence de 10 jours soit trop faible pour bien représenter les récessions mais que la valeur de 30 jours soit trop élevée. L'apport de la prise en compte d'une seconde nappe produisant un débit de base plus lent n'est pas flagrant. Au vu des données à disposition et des résultats, il ne semble donc pas nécessaire de modéliser le sous-sol par la vidange de deux réservoirs. Le

meilleur compromis serait de simuler une seule nappe avec un taux de vidange d'environ 20 jours.

L'équation utilisée pour calculer la quantité d'eau sortant de LPS est une équation conceptuelle, fonction du taux de saturation du réservoir et de C_{outLPS} . Spécifier la valeur de ce paramètre, qui a une portée globale, est difficile car la valeur choisie doit être représentative de l'ensemble des phénomènes ayant lieu sur le bassin. Son influence sur les écoulements est très importante. Plus sa valeur est petite, plus la simulation des bas débits est améliorée (diminution de l'ETR) mais plus la simulation des forts débits est dégradée (augmentation de RD2). Le choix de sa valeur est donc crucial et les résultats montrent que la valeur de référence est le meilleur compromis pour une représentation satisfaisante des forts et bas débits.

Modifier conjointement les capacités de stockage des réservoirs du sol contribue à améliorer la simulation des bas débits. Diminuer la taille de MPS revient à diminuer l'ETR et donc à augmenter la quantité d'eau disponible pour les écoulements souterrains. Augmenter LPS revient à augmenter la quantité d'eau stockée dans LPS et donc à diminuer le flux RD2 lors des pics de crue. Les valeurs de référence ont été estimées à partir de traitement sur la base de données sol. [Vannier et al. \(2013\)](#) ont montré que ce type de base de données, développée pour les besoins des agronomes, ne prenait pas en compte les couches profondes de sol. Cela peut expliquer pourquoi la capacité de sol de LPS est sous-estimée dans la simulation de référence. La capacité totale de MPS dépend de la capacité au champ par décimètre de sol et de la profondeur racinaire. La profondeur racinaire a été estimée à partir de la végétation dominante sur la HRU et sa valeur n'est certainement pas représentative de ce qui se produit réellement.

6.7. MODE DE CONNEXION AU RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT

6.7.1. Hypothèses de fonctionnement

Dans la simulation de référence, nous avons fait trois hypothèses : 1) le coefficient de ruissellement est égal au pourcentage de surfaces imperméables ($\beta_{Inf}=1-\%Imp$), 2) dans les HRU mixtes, une partie du ruissellement (τ_{connex}^{RD1}) rejoint le réseau et l'autre partie ($1-\tau_{connex}^{RD1}$) la rivière et 3) le ruissellement direct n'est pas ralenti avant d'atteindre la rivière ou le réseau ($C_{RD1}=1$). D'autres modes de fonctionnement sont possibles, parmi lesquels :

- **Hypothèse 1** : tout ou une partie de ce qui ruisselle dans les HRU mixtes est connecté au réseau, ce qui se traduit par : $\tau_{connex}^{RD1} = x \%$. Dans la simulation de référence, $x = 70 \%$. Nous avons testé cette hypothèse avec différentes valeurs de x : 100, 90, 80, 60 et 50 %. Lorsque $x = 100 \%$, tout ce qui ruisselle est connecté au réseau d'assainissement.
- **Hypothèse 2** : ce qui ruisselle et qui n'est pas connecté au réseau d'assainissement sur les HRU mixtes et tout ce qui ruisselle sur les HRU rurales se réinfiltrer en cours de route avant d'atteindre la rivière. Cela se traduit par : $1-\%Imp < \beta_{Inf}^{mixte} < 1$, $\beta_{Inf}^{rural}=1$ et $\tau_{connex}^{RD1}=100 \%$. Deux simulations ont été réalisées en augmentant les valeurs

de β_{Inf}^{mixte} . L'ensemble des valeurs β_{Inf} des HRU mixtes a été augmenté de 10 % et de 15 %.

- **Hypothèse 3** : le ruissellement direct sur les HRU est ralenti avant d'atteindre la rivière ou le réseau et tout le ruissellement direct sur les HRU de type mixte rejoint le réseau : $C_{RD1} > 1$ et $\tau_{connex}^{RD1} = 100$ %. Nous avons testé cette hypothèse de fonctionnement avec des valeurs de C_{RD1} de 1,5 et 2 heures.

6.7.2. Résultats de l'hypothèse 1

Les résultats des simulations effectuées pour tester l'hypothèse 1 sont récapitulés dans les Tableaux 6.21 et 6.22. La valeur de τ_{connex}^{RD1} a une grande influence sur les critères de performance. Plus cette valeur s'approche de 100 %, plus le biais augmente et meilleur est le critère de NSE. Les courbes des débits classés montrent l'influence de ce paramètre sur les moyens à forts débits (Figure 6.19). Les critères de performance sur les bas débits sont peu influencés puisque ce paramètre influence surtout le débit pendant les événements. La valeur de 70 % utilisée pour la simulation de référence correspond à un bon compromis. En termes de bilan hydrique, plus la valeur de τ_{connex}^{RD1} est grande, moins il y a de ruissellement et donc de débit dans la rivière. L'impact sur le débit observé est plus important quand la seule contribution au débit est le ruissellement, ce qui arrive en général en été. L'eau qui ne rejoint pas le réseau hydrographique par ruissellement alimente le réseau d'assainissement. Comme il y a plus d'eau dans ce réseau, les déversements des DO sont plus conséquents.

Tableau 6.21 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la connexion au réseau d'assainissement. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
τ_{connex}^{RD1}	1	-21,76	0,66	0,58	0,93	-0,10	0,20
	0,9	-17,96	0,66	0,56	0,98	-0,08	0,20
	0,8	-14,06	0,65	0,51	1,02	-0,08	0,20
	0,7	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	0,6	-5,96	0,63	0,38	1,10	-0,07	0,20
	0,5	-1,76	0,62	0,28	1,14	-0,07	0,20

Tableau 6.22 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la connexion au réseau. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes (mm). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

τ_{connex}^{RD1}	100%	90%	80%	70%	60%	50%
Q _{riviere}	114 (15,3%)	119 (15,9%)	125 (16,7%)	131 (17,5%)	136 (18,2%)	143 (19,1%)
RD1	27 (3,6%)	32 (4,3%)	38 (5,1%)	44 (5,9%)	50 (6,7%)	56 (7,5%)
Q _{reseau1}	64 (8,6%)	58 (7,7%)	52 (7,0%)	46 (%)	40 (6,2%)	33 (4,4%)
Déversement	28 (3,7%)	21 (2,8%)	15 (2,0%)	10 (2,0%)	6 (0,8%)	4 (0,5%)

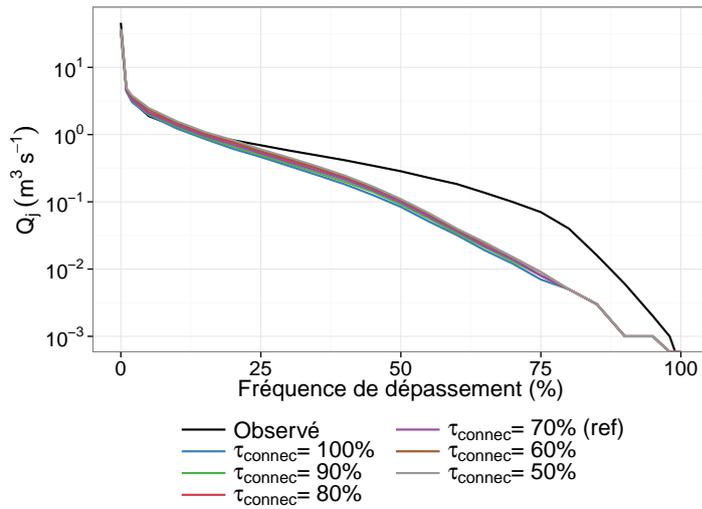


Figure 6.19 – Influence de la connexion au réseau sur la courbe des débits classés journaliers

6.7.3. Résultats de l’hypothèse 2

Les résultats montrent que les hypothèses formulées ne sont pas vraiment satisfaisantes et ne semblent pas correspondre à ce qui est observé. Les biais calculés sont très importants et même si la dynamique des forts débits semble mieux représentée (pics de débit moins surestimés et donc meilleurs NSE), les bas débits ne sont pas du tout bien simulés (Tableau 6.23 et Figure 6.20a). Le Tableau 6.23 récapitule les modifications sur les bilans hydriques. Le ruissellement de surface produit par les deux simulations est très faible, ce qui ne semble pas réaliste (Figure 6.20b). Contrairement à la simulation de référence, il y a plus de surfaces perméables et donc le taux d’humidité du sol est plus important. Par conséquent, il y a plus d’écoulement de subsurface et de transpiration du réservoir MPS. Par contre, aucun ruissellement par saturation du sol n’est produit. Le débit dans le réseau et les déversements des DO sont plus importants car le taux de connexion des deux simulations tests est supérieur à celui de la simulation de référence.

Tableau 6.23 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le coefficient d’infiltration. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
	β_{Inf}^{ref}	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
β_{Inf}	$1,1 * \beta_{Inf}^{ref}$ et $\beta_{Inf}^{rural} = 1$	-26,53	0,66	0,56	0,93	-0,38	0,00
	$1,15 * \beta_{Inf}^{ref}$ et $\beta_{Inf}^{rural} = 1$	-25,84	0,67	0,56	0,94	-0,39	0,00

6.7.4. Résultats de l’hypothèse 3

Finalement, nous avons testé l’influence de la prise en compte du transfert du ruissellement de surface au sein des sous-bassins. Deux simulations ont été conduites avec des valeurs de C_{RD1} de 1,5 et 2 heures. Lorsque le paramètre C_{RD1} est strictement supérieur à 1 heure, une partie

Tableau 6.24 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la prise en compte de l'infiltration. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

β_{Inf}	β_{Inf}^{ref}	$1,1 * \beta_{Inf}^{ref}$ et $\beta_{Inf}^{rural}=1$	$1,15 * \beta_{Inf}^{ref}$ et $\beta_{Inf}^{rural}=1$
θ_{MPS} (-)	0,481	0,506	0,511
θ_s (-)	0,242	0,255	0,257
ETR (mm)	566 (75,8%)	580 (77,6%)	582 (77,9%)
$Q_{riviere}$ (mm)	131 (17,5%)	107 (14,3%)	108 (14,4%)
RD1 (mm)	44 (5,9%)	2 (0,3%)	2 (0,3%)
RD2 (mm)	31 (4,1%)	37 (4,9%)	37 (4,9%)
RG1 (mm)	56 (7,5%)	68 (9,1%)	69 (9,2%)
$Q_{reseau1}$ (mm)	46 (6,1%)	57 (7,6%)	54 (7,2%)
Déversement (mm)	10 (1,3%)	18 (2,4%)	14 (1,9%)

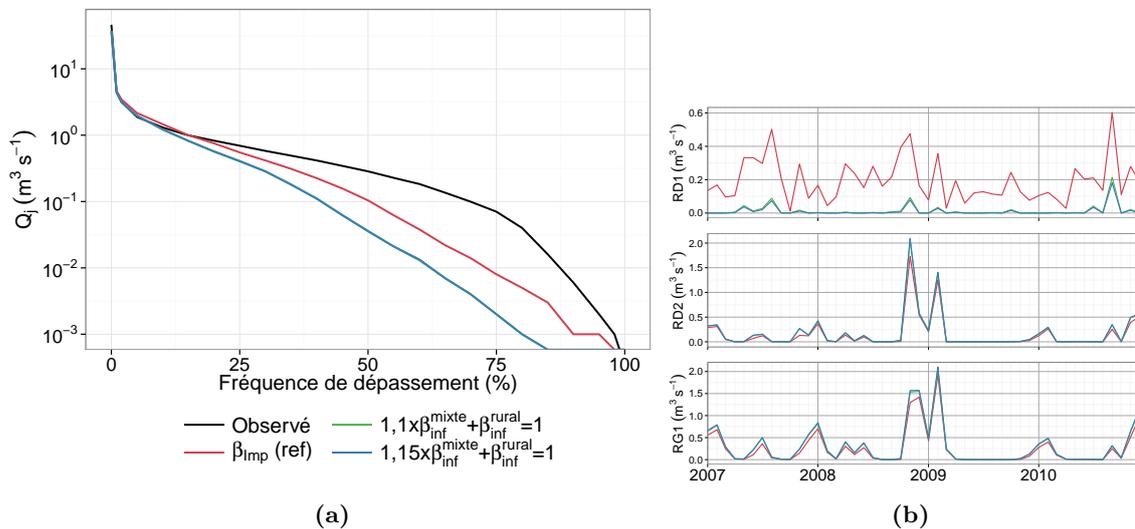


Figure 6.20 – Sensibilité au paramètre β_{Inf} sur : (a) la courbe des débits classés journaliers et (b) les contributions moyennes mensuelles au débit

du ruissellement RD1 produit par l'ensemble des HRU rejoint immédiatement la rivière. L'autre partie est stockée dans le réservoir DPS. Au pas de temps suivant, ce réservoir se vide par évaporation et si la demande évaporatoire est inférieure à l'eau stockée dans DPS, l'eau restante s'infiltré dans le sol en même temps que la pluie nette. Les résultats montrent que lorsque C_{RD1} est supérieur à 1, le biais augmente, les hauts débits sont mieux simulés mais les débits moyens sont sous-estimés (Tableau 6.25 et Figure 6.21a). Moins il y a de ruissellement (Figure 6.21b), plus il y a d'évaporation par le réservoir DPS et d'infiltration dans le sol. L'ETR augmente (Figure 6.21c) comme les écoulements souterrains.

Tableau 6.25 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l’analyse de sensibilité sur le paramètre C_{RD1} . Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE* _{iQ}	R _{Q10}
C_{RD1}	1	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	1,5	-22,15	0,69	0,63	0,95	-0,06	0,20
	2	-21,37	0,70	0,63	0,96	-0,04	0,20

Tableau 6.26 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l’analyse de sensibilité sur la prise en compte de l’infiltration. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes pour les flux (mm) et des valeurs moyennes pour les taux de saturation (-). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

C_{RD1}	1	1.5	2
ETR (mm)	566	578	585
θ_{MPS} (-)	0,481	0,503	0,516
θ_s (-)	0,242	0,253	0,26
Q _{riviere} (mm)	131	113	114
RD1 (mm)	44	18	13
RD2 (mm)	31	33	35
RG1 (mm)	56	62	66
Q _{reseau1} (mm)	46	53	45
Q _{reseau2} (mm)	4	3	2
Déversement (mm)	10	14	8

6.7.5. Conclusion et perspectives

Les différentes hypothèses de fonctionnement présentées ci-dessus révèlent l’importance de l’estimation du paramètre de connexion au réseau τ_{connex}^{RD1} sur les résultats de modélisation. Pour le moment, ce paramètre est global et sa valeur a été choisie a priori. Une expertise plus poussée serait nécessaire pour l’estimer, par exemple en se basant sur des cartes d’usages du sol et en faisant des hypothèses de gestion des eaux pluviales de chacun des usages. D’autre part, nous n’avons paramétré jusqu’ici que la connexion du ruissellement de surface au réseau unitaire mais il serait également intéressant d’étudier le raccordement des eaux souterraines au réseau. Cependant, même si ce phénomène existe et peut être important dans des bassins périurbains, il n’y a pas ou peu de données permettant de l’estimer.

Concernant le paramètre distribué d’infiltration β_{Inf} , il semblerait que la paramétrisation initiale, basée sur l’égalité entre le pourcentage de surfaces imperméables et le coefficient de ruissellement, soit appropriée. L’hypothèse 2 supposant une réinfiltration du ruissellement avant d’atteindre la rivière ne montre pas de résultats satisfaisants. Il semblerait donc qu’il soit nécessaire de simuler du ruissellement direct, quel que soit le type de HRU (mixte et rural). Ce ruissellement participe effectivement au débit total dans la rivière. Dans la simulation de référence, nous avons simplifié le processus de ruissellement en désactivant le ruissellement hortonien. Cette hypothèse de fonctionnement pourrait être testée en réalisant des simulations supplémen-

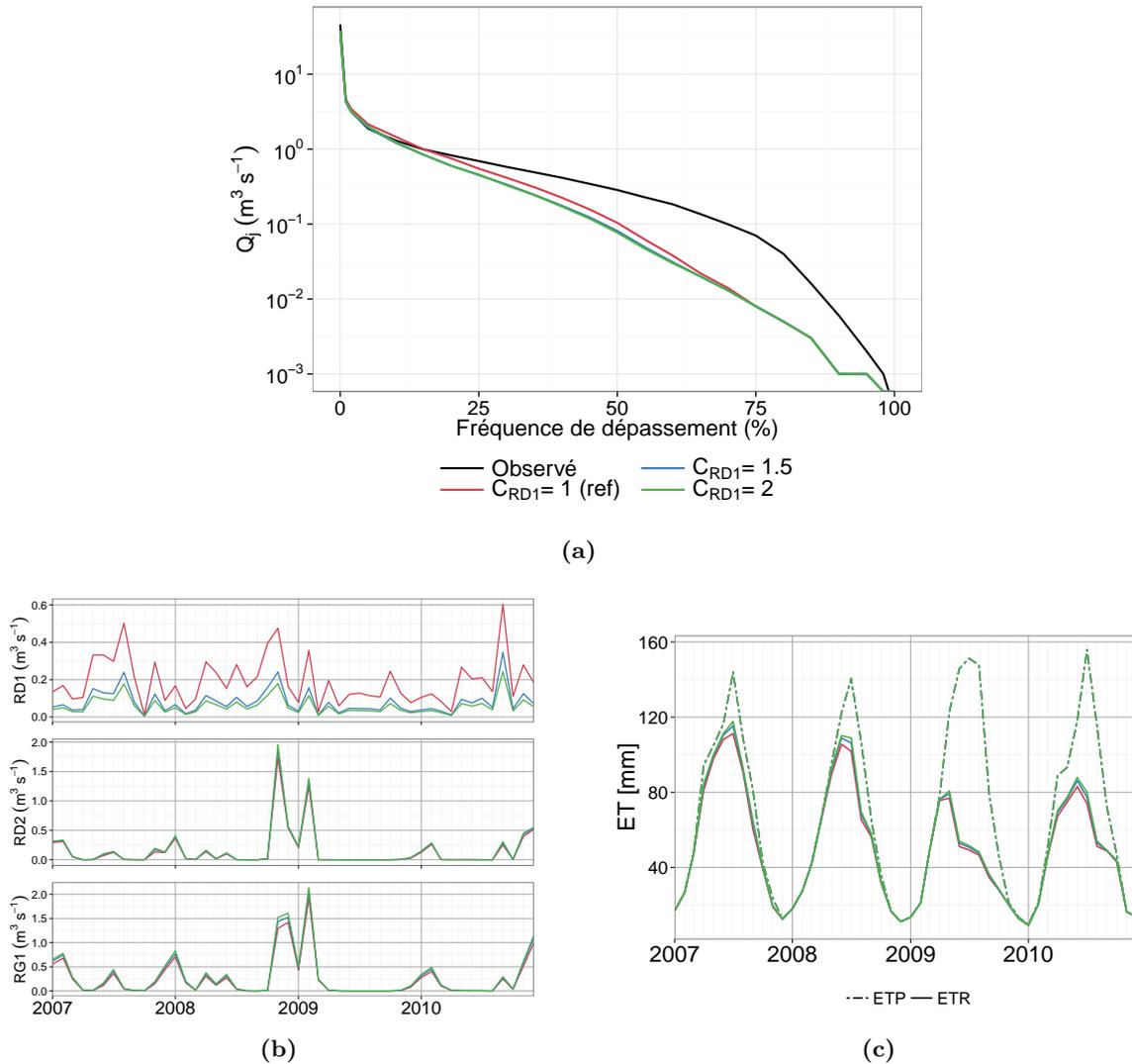


Figure 6.21 – Sensibilité au paramètre C_{RD1} sur : (a) la courbe des débits classés journaliers, (b) les contributions moyennes mensuelles au débit et (c) évapotranspiration réelle moyenne mensuelle

taires où la vitesse d'infiltration maximale dans le sol (paramètre global, voir équation 2.19, page 60) serait diminuée.

6.8. INFLUENCE DE LA REPRÉSENTATION DU TRANSFERT

6.8.1. Déversements par les DO

6.8.1.a. Hypothèses de fonctionnement

Pour évaluer si les déversements simulés des DO sont suffisants ou pas, deux simulations ont été effectuées avec des seuils de 10 cm et 80 cm et une simulation a été réalisée sans DO. Une hypothèse plus extrême a été formulée avec un fonctionnement d'un bassin sans réseau d'assainissement. Dans les simulations conduites, la hauteur seuil est un paramètre global ; il est possible de distribuer ce paramètre mais par souci de simplification, la même valeur a été appliquée à tous les DO.

6.8.1.b. Résultats

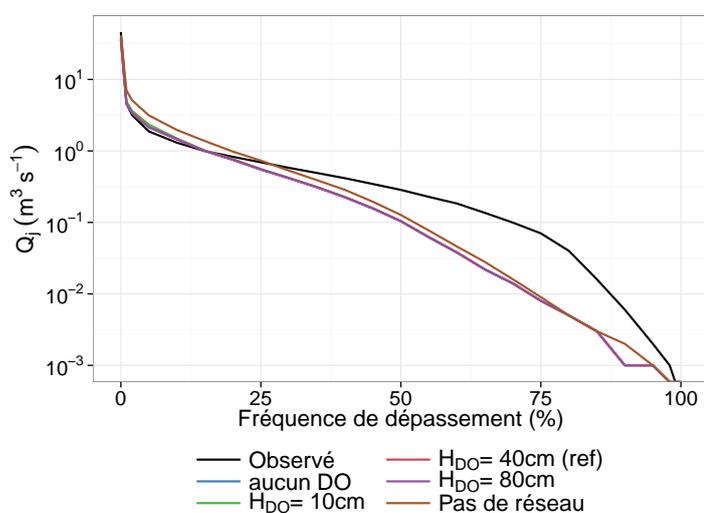
Plus la hauteur seuil du DO diminue, plus le biais est faible mais plus le NSE se dégrade (Tableau 6.27). Il y a peu de différences entre les critères de performance des simulations réalisées avec des hauteurs seuil de 40 cm, 80 cm et aucun DO. Dans l'hypothèse d'un fonctionnement extrême sans réseau, le biais et le NSE sont dégradés. Ceci est illustré par les courbes de débits classés qui présentent des différences uniquement pour les forts débits (Figure 6.22a). Le Tableau 6.28 récapitule les différences entre les bilans hydriques. Lorsque les seuils sont bas, les déversements du réseau d'assainissement à la rivière sont plus importants (Figure 6.22b) et le débit dans celle-ci augmente en conséquent. L'eau qui se déverse du réseau à la rivière est du ruissellement de surface d'où une augmentation du flux RD1 lorsque la hauteur seuil diminue. Plus la hauteur seuil est importante, moins il y a d'apport à la rivière du réseau et meilleure est la simulation des pics de crue (Figure 6.22c). Dans l'hypothèse d'un bassin sans réseau d'assainissement, les volumes et les pics de débit sont surestimés à cause d'un apport trop important de ruissellement de surface à la rivière.

Tableau 6.27 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la hauteur seuil des DO. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

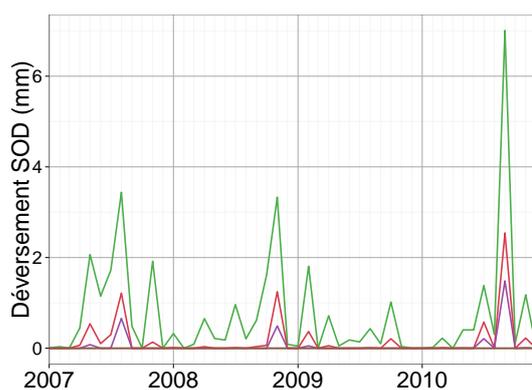
		PBIAS	wR2	NSE	R _{Q90}	NSE _{iQ} *	R _{Q10}
Seuil DO	10 cm	-5,96	0,68	0,29	1,08	-0,07	0,20
	40 cm	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
	80 cm	-10,65	0,64	0,49	1,07	-0,07	0,20
	aucun DO	-10,92	0,64	0,52	1,07	-0,07	0,20
	pas de réseau	22,49	0,53	-0,66	1,28	-0,07	0,20

Tableau 6.28 – Composantes du bilan hydrique modifiées par l'analyse de sensibilité sur la hauteur seuil des DO. Le bilan hydrique est calculé sur la période 2005-2012. Les valeurs indiquées sont des valeurs annuelles moyennes (mm). Les composantes de la simulation de référence sont en gras. Les valeurs entre parenthèses sont en pourcentage de la pluie moyenne annuelle.

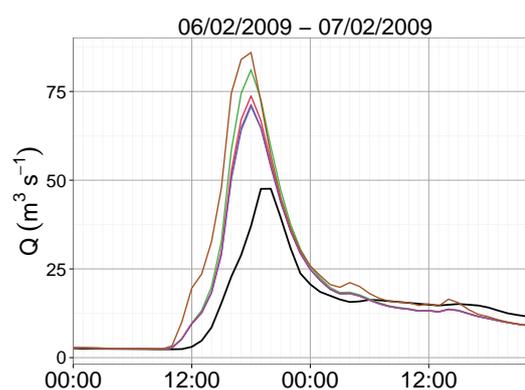
Seuil DO	10 cm	40 cm	80 cm	aucun DO	Pas de réseau
$Q_{riviere}$	136 (18,2%)	131 (17,5%)	130 (17,4%)	129 (17,3%)	179 (24,0%)
RD1	50 (6,7%)	44 (5,9%)	43 (%)	42 (5,8%)	91 (12,2%)
$Q_{reseau1}$	40 (5,3%)	46 (6,1%)	47 (6,3%)	47 (6,3%)	0
Déversement	58 (7,7%)	10 (1,3%)	3 (0,4%)	0	0



(a)



(b)



(c)

Figure 6.22 – Influence de la prise en compte des DO sur : (a) la courbe des débits classés journaliers, (b) le déversement moyen des DO et (c) le débit horaire de la crue de février 2009

6.8.2. Influence du paramètre de rugosité dans le routage

6.8.2.a. Problématique

Dans la simulation de référence, vu les informations à notre disposition, nous avons fait le choix d'appliquer la même valeur de rugosité à l'ensemble des brins de rivière. Les résultats de l'évaluation ont montré que les pics de crue étaient toujours en avance, ce qui peut être la conséquence d'une rugosité trop faible des brins de rivière. Deux simulations ont donc été réalisées avec des valeurs plus faibles du coefficient de Strickler : 20 et 15 (ce qui revient à augmenter la rugosité de la rivière).

6.8.2.b. Résultats

Les résultats montrent que plus la rugosité est importante, plus les hauts et bas débits sont bien simulés (Tableau 6.29). Le critère de NSE s'améliore en augmentant la rugosité. Les critères de NSE_{iQ}^* et R_{Q10} s'améliorent également mais leurs valeurs ne sont pas encore satisfaisantes. Le biais n'est pas modifié puisque les écoulements sont uniquement ralentis dans le réseau. Les courbes des débits classés illustrent ce résultat (Figure 6.23a). Des différences s'observent sur les pics de crue : les écoulements étant ralentis, les pics sont retardés et atténués (Figures 6.23b et 6.23c).

Tableau 6.29 – Critères de performance horaires des simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la rugosité de la rivière. Les critères sont calculés sur la période 2005-2012 et ceux de la simulation de référence sont en gras.

		PBIAS	wR2	NSE	R_{Q90}	NSE_{iQ}^*	R_{Q10}
	25	-10,06	0,64	0,45	1,07	-0,07	0,20
Rugosité rivière	20	-10,06	0,68	0,51	1,07	-0,03	0,40
	15	-10,06	0,72	0,59	1,07	0,03	0,40

6.8.3. Conclusion et perspectives

Ces résultats montrent tout d'abord l'importance de simuler le fonctionnement du réseau d'assainissement. L'apport de la prise en compte des DO n'est pas encore très clair. D'autres simulations pourraient être réalisés en spatialisant la hauteur seuil mais ceci nécessiterait des enquêtes de terrain pour en avoir de meilleures évaluations. Enfin, diminuer le paramètre de Strickler permet d'améliorer les résultats en termes de simulation des forts et bas débits. Il serait également intéressant de soit spatialiser entièrement ce paramètre, soit définir des classes de rugosité en fonction des types de rivière.

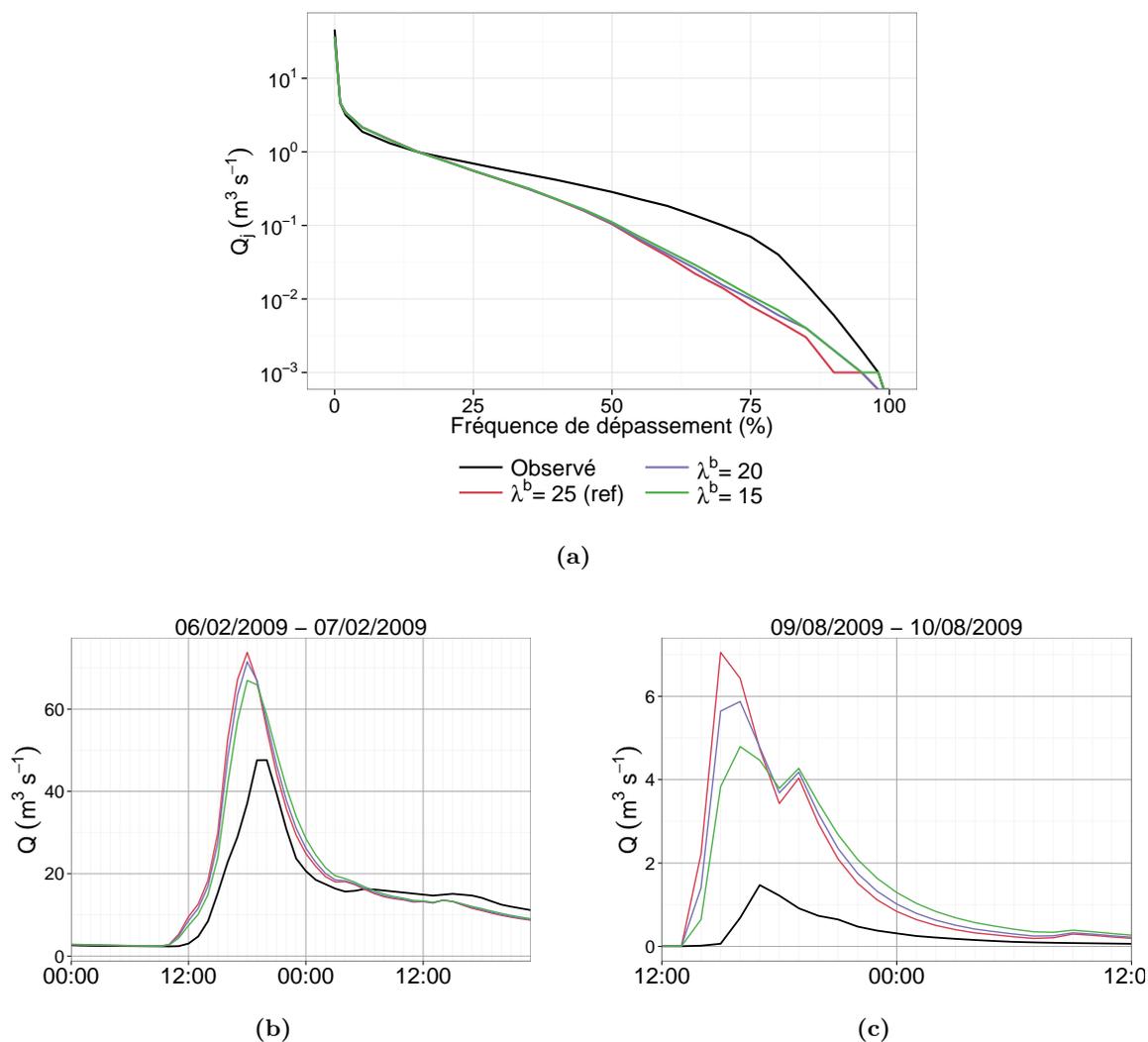


Figure 6.23 – Sensibilité à la rugosité des brins de rivière sur : (a) la courbe des débits classés journaliers, (b) le débit horaire de la forte crue de février 2009 et (c) le débit horaire d’une petite crue d’août 2009

6.9. CONCLUSION SUR L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ « PAS À PAS »

Les différentes hypothèses de fonctionnement testées dans ce chapitre sont basées sur la spatialisation de la pluie, le maillage, la classification de la végétation, le comportement du sol et du sous-sol, le mode de connexion au réseau et le transfert de l'eau de la production à l'exutoire. Les résultats présentés montrent l'importance d'une analyse de sensibilité « pas à pas » pour améliorer la compréhension du modèle J2000P, sans nécessairement la lourdeur d'un formalisme mathématique plus long à mettre en place et plus difficile à interpréter. C'est plus particulièrement le cas pour l'analyse sur le maillage, la pluie et la végétation ; l'analyse est difficile à automatiser et une certaine expertise est nécessaire. Pour le reste, la difficulté réside dans le choix de l'intervalle de variation des paramètres testés qui reste subjectif et non exhaustif. L'inconvénient majeur de ce type d'analyse est la non prise en compte des interactions entre les paramètres, alors que plusieurs d'entre eux agissent sur les mêmes processus. Enfin, les résultats trouvés montrent qu'en l'état, les processus hydrologiques ruraux ne sont pas suffisamment bien simulés par J2000P pour permettre de distinguer l'effet de la prise en compte des processus urbains comme les déversements des DO sur la modélisation de l'hydrologie globale du bassin. Des améliorations sont à apporter en ce sens, notamment dans l'estimation de l'ETR sur le bassin, qui contribue pour 70% au bilan hydrique d'après les résultats. Pour aller plus loin et mieux séparer les effets ruraux et urbains, l'analyse pourrait être raffinée en comparant le comportement de sous-bassins avec différentes occupations du sol et gestions des eaux pluviales.

Dans les chapitres 5 et 6, nous avons évalué le modèle J2000P et testé différentes hypothèses de fonctionnement. Notre objectif n'était pas d'identifier un (ou plusieurs) jeu(x) de paramètres optimal(aux) permettant de simuler des débits proches de ceux mesurés, mais d'évaluer et de comprendre un modèle paramétré sans calage avec des données observés ou estimés. Les résultats présentés montrent néanmoins qu'il existe des jeux de paramètres conduisant à de meilleurs résultats que ceux issus de la simulation de référence. Ces travaux ont permis de souligner les forces (bilan hydrique, crue, variation saisonnière) et les faiblesses (récession, bas débit) du modèle ainsi que les phases du cycle hydrologique du bassin sur lesquels améliorer notre compréhension (évapotranspiration). Au vu de ces résultats, les paramètres de la simulation de référence nous semblent suffisamment satisfaisants pour être utilisés dans le cadre de simulations de scénarios d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales, à condition que l'analyse se fasse au pas de temps agrégé journalier, sur des variations saisonnières et des bilans hydriques.

Chapitre 7

Impact de scénarios d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales

RÉSUMÉ

Ce chapitre présente la méthodologie suivie pour construire des scénarios passés et futurs d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales et tester leur impact sur l'hydrologie du bassin de l'Yzeron à partir du modèle J2000P. Les forçages atmosphériques de 1997 à 2012 ont été utilisés pour réaliser les simulations qui ont ensuite été comparées entre elles.

7.1. MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

Les résultats des chapitres 5 et 6 indiquent que les résultats du modèle J2000P obtenus sans calage avec la simulation de référence sont encourageants, même si l'analyse de sensibilité a montré que le jeu de paramètres était optimisable. Dans ce chapitre, nous considérons que le jeu de paramètres de la simulation de référence est suffisamment bon pour pouvoir être utilisé pour simuler des scénarios d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales. Les scénarios ont été construits en collaboration avec un géographe en se basant sur des usages du sol passé et possibles à l'horizon 2030 et sur des hypothèses de gestion des eaux pluviales reliées aux différents usages. Il est important de souligner que ce sont des scénarios fictifs plausibles et pas des scénarios prédictifs. Les simulations n'ont pas pour objectif de prévoir le comportement hydrologique du bassin mais de tester l'impact de différents scénarios sur son hydrologie. Les simulations ont été réalisées à partir des mêmes forçages atmosphériques (voir section 1.4.3), en se basant sur le même maillage. Les scénarios étant issus de différents usages du sol, des hypothèses ont dû être formulées pour traduire ces usages en occupation du sol (l'occupation du sol permet de calculer les coefficients d'infiltration alors que les usages permettent d'estimer des taux de connexion). Les paramètres modifiés entre les différents scénarios sont les paramètres de végétation, les coefficients d'infiltration de chaque sous-bassin et les taux de connexion au réseau d'assainissement des sous-bassins mixtes.

7.2. MÉTHODOLOGIE D'OBTENTION DES SCÉNARIOS

7.2.1. Travaux passés et choix des scénarios d'usage du sol

Un des objectifs du projet AVuPUR était d'anticiper les évolutions de l'usage du sol à long terme dans le bassin de l'Yzeron afin de quantifier l'impact de l'imperméabilisation des surfaces sur l'hydrologie du bassin (Braud *et al.*, 2011). Pour cela, des cartes d'usage du sol à l'horizon 2030 ont été construites sur la base de plusieurs scénarios (Dodane *et al.*, 2014). L'horizon 2030 a été choisi car il correspondait à celui des deux Schémas de COhérence Territoriale (SCOT) de l'Agglomération Lyonnaise et de l'Ouest Lyonnais qui recoupent le périmètre du bassin versant de l'Yzeron. Les scénarios sont basés sur les cartes d'usage du sol de 1990 et de 2008 (voir section 3.4.2.c). La typologie détaillée de l'usage du sol a été simplifiée en six classes pour limiter la combinatoire des types d'évolution : espace boisé, lande et friche, espace agricole, verger et vigne, eau, espace urbanisé. Pour réaliser ces cartes, une approche de géoprospective, combinant prospective territoriale et simulations spatiales, a été choisie. L'ensemble de la méthodologie est décrite par Dodane *et al.* (2014) et un résumé est proposé en annexe O. C'est cette méthodologie qui a été suivie pour réaliser les scénarios. Par rapport aux travaux précédents, les scénarios d'usage du sol à l'horizon 2030 s'appuient sur la nouvelle typologie (ou classification) présentée dans la section suivante. Sur les six scénarios d'évolution de l'usage du sol, trois ont été utilisés dans le cadre de la thèse pour tester leur impact sur l'hydrologie du bassin de l'Yzeron (Tableau 7.1).

Tableau 7.1 – Scénarios prospectifs d'évolution de l'usage du sol choisis parmi les scénarios de Dodane *et al.* (2014)

Scénarios	Rythme des changements dans l'usage du sol par rapport au passé	Application des règlements	Application d'un effet polarité, déprise agricole
Densification minimale (tendanciel)	Inchangé	Pas de contrainte réglementaire	Sans effet : S1Aa
Densification minimale (tendanciel) avec contraintes réglementaires de la planification	Inchangé	Contraintes réglementaires	Sans effet : S1Ba
Densification accrue et contraintes réglementaires de la planification mais sans effet de polarité	Ralentissement étalement urbain	Contraintes réglementaires	Sans effet : S2Ba

7.2.2. Nouvelle typologie des usages du sol

En se basant sur des données d'usage du sol multi-dates, ainsi que sur des travaux de prospective territoriale déjà réalisés dans le cadre du projet AVuPUR, nous avons travaillé sur une nouvelle réalisation des cartes d'usages du sol dans le but de mieux prendre en compte la partie urbaine dans la modélisation hydrologique (Dodane et Labbas, 2014). Pour cela, nous avons

choisi de définir une nouvelle typologie simplifiée d'usage du sol. La Figure 7.1 montre les correspondances entre la typologie détaillée issue d'AVuPUR (voir section 3.4.2.c) et la nouvelle typologie simplifiée. Avec cette nouvelle typologie, des hypothèses sur les modes de gestion des eaux pluviales des zones urbaines peuvent être émises. Par exemple, dans les espaces urbanisés peu denses, nous pouvons faire l'hypothèse que la gestion des eaux pluviales s'effectue par des réseaux séparatifs alors que dans les espaces urbanisés denses, elle s'effectue par des réseaux unitaires.

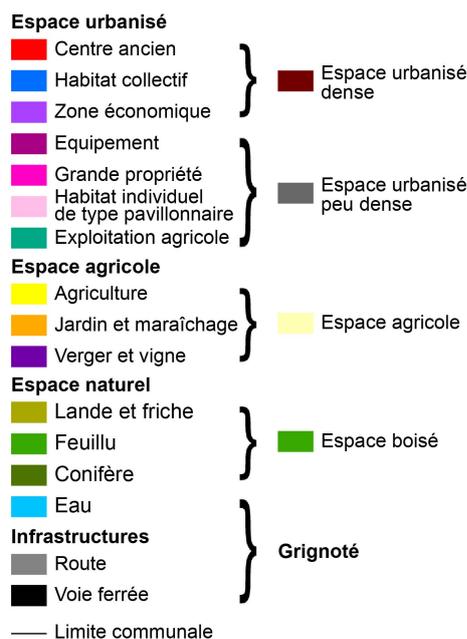


Figure 7.1 – Correspondance entre la typologie détaillée et la nouvelle typologie simplifiée. Les types eau, routes et voies ferrées ont été intégrés à leurs proches voisins par des opérations SIG (« grignotage »).

Les espaces naturels et ruraux sont regroupés dans deux types. Le type espace agricole est constitué de zones agricoles dans leur ensemble, des jardins et des zones de maraîchage ainsi que des vergers et vignes. Le type espace boisé regroupe les forêts, les bois, les bosquets, les boqueteaux et les haies composées de peuplements feuillus et conifères, ainsi que les landes et les friches. Concernant le type verger et vigne, la question s'est posée de le classer dans le type espace agricole ou boisé. Les vignes sont très peu présentes sur le bassin (<5 ha) et les vergers ont un fonctionnement qui se rapproche des cultures agricoles tant du point de vue de l'usage du sol que du point de vue hydrologique (indice foliaire et coefficient cultural comparables à des cultures). Les vergers et les vignes ont donc été incorporés au type espace agricole.

Dans les zones urbaines, nous avons distingué les espaces urbanisés « denses » et les espaces urbanisés « peu denses ». Dans le cadre de la thèse, nous avons interprété la densité comme la quantité de surfaces imperméabilisées au sein d'une zone urbaine. Il ressort que les espaces urbanisés denses (centres anciens, habitats collectifs et zones économiques) correspondent à des zones urbaines où la part du bâti et celle des sols nus/imperméabilisés est la plus élevée. Dans

les espaces urbanisés peu denses (équipements, grandes propriétés, habitats individuels de type pavillonnaire et exploitations agricoles), la part du bâti et celle des sols nus/imperméabilisés est la plus faible. Au final, bien qu'en matière de planification urbaine le terme de densité ne revêt pas strictement la même définition qu'en hydrologie, la typologie adoptée a néanmoins été jugée satisfaisante parce qu'elle permettait de réfléchir en termes de planification et de simuler la densification du tissu urbain.

Pour simplifier, les types eau, routes et voies ferrées ont été intégrés à leurs proches voisins par des opérations SIG. La validation de la nouvelle typologie est détaillée dans [Dodane et Labbas \(2014\)](#). Le Tableau 7.2 synthétise l'importance surfacique des différents types d'usage du sol en 1990 et 2008 sur le bassin de l'Yzeron. Le pourcentage d'espaces urbanisés denses a peu évolué. L'urbanisation s'est plutôt étalée en périphérie des centres villes d'où une augmentation des espaces urbanisés peu denses. Les cartes d'usage du sol de 1990 et 2008, avec la typologie simplifiée, sont présentées sur les Figures 7.2a et 7.2b.

Tableau 7.2 – Importance surfacique (en %) des différents types d'usage du sol dans le bassin de l'Yzeron en 1990 et en 2008

	en 1990	en 2008
Espace agricole	43,5	38,2
Espace boisé	25,6	27,3
Espace urbanisé dense	4,7	5,5
Espace urbanisé peu dense	26,2	29,0

7.2.3. Simulation des scénarios d'usage du sol en 2030

7.2.3.a. Changements d'utilisation du sol entre 1990 et 2008

Dans le bassin versant de l'Yzeron, le bilan des pertes et des gains entre les quatre types d'utilisation du sol sur la période 1990-2008 montre que :

- les espaces agricoles ont perdu 781 ha et gagné 39 ha (solde net = - 742 ha),
- les espaces boisés ont perdu 51 ha et gagné 274 ha (solde net = + 224 ha),
- les espaces urbanisés peu denses ont perdu 44 ha et gagné 444 ha (solde net = + 400 ha),
- les espaces urbanisés denses ont gagné 119 ha (solde net = + 119 ha).

Les transitions entre les différents types d'usage du sol ont été observées entre 1990 et 2008, mais toutes ne sont pas significatives de l'évolution globale passée. Seules les transitions de plus de 2 hectares, au nombre de 6, ont été prises en compte (voir Figure 7.3). Les six transitions principales qui ont été utilisées pour modéliser l'évolution des usages, sont, par ordre d'importance surfacique :

- espace agricole vers espace urbanisé peu dense (solde net = 432 ha),
- espace agricole vers espace boisé (solde net = 274 ha),
- espace agricole vers espace urbanisé dense (solde net = 75 ha),

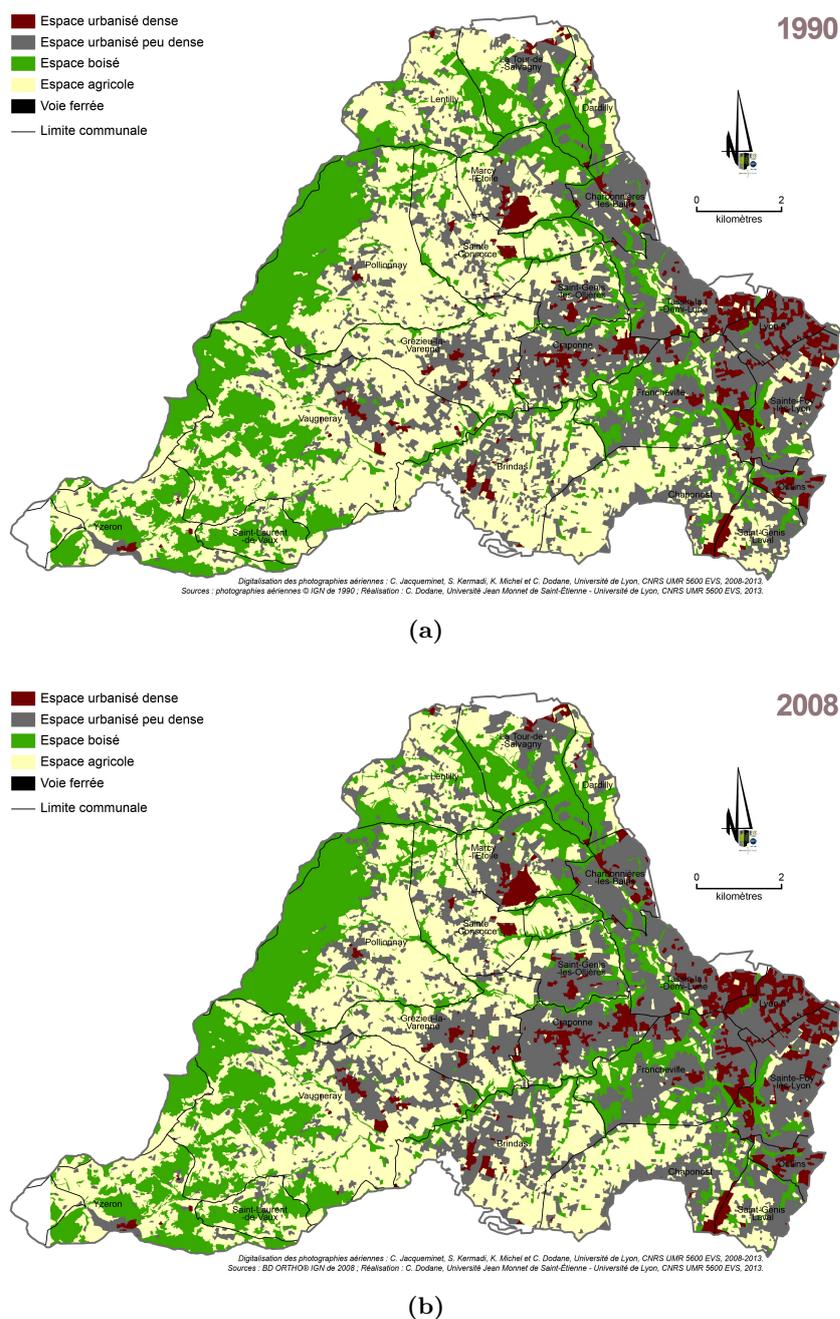


Figure 7.2 – L'usage du sol (typologie simplifiée) dans le bassin versant de l'Yzeron : (a) en 1990, (b) en 2008

- espace urbanisé peu dense vers espace urbanisé dense (solde net = 44 ha),
- espace boisé vers espace agricole (solde net = 39 ha),
- espace boisé vers espace urbanisé peu dense (solde net = 12 ha).

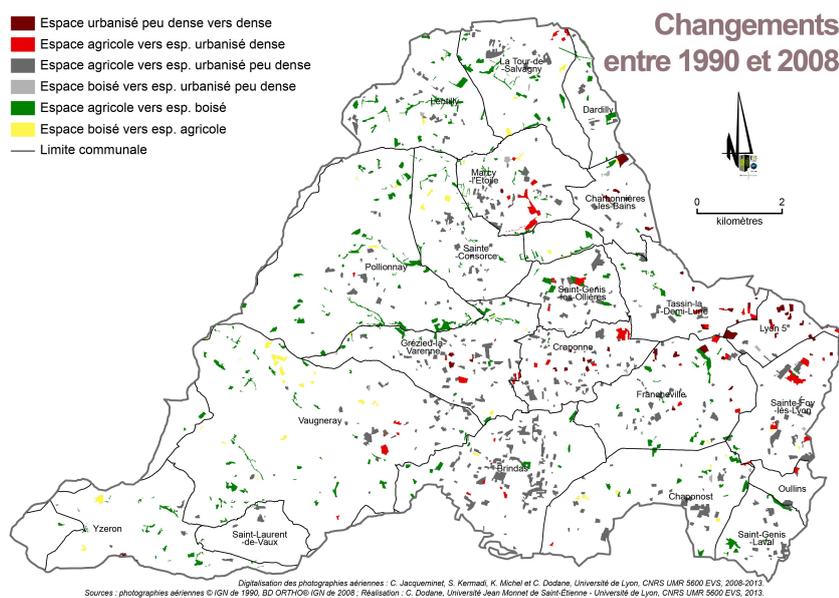


Figure 7.3 – Changements d’usage dans le bassin versant de l’Yzeron entre 1990 et 2008

7.2.3.b. Modélisation des changements d’usage

L’outil de modélisation des changements d’usage du sol utilisé, CLSM, est présenté en annexe O. Chacune des transitions précédemment identifiées est représentée dans un sous-modèle, l’ensemble des sous-modèles formant le modèle global. Le modèle global est décrit en détail par Dodane *et al.* (2014). Il consiste en :

- *un modèle temporel* pilotant la probabilité générale de changement de l’usage du sol, tirée du rythme des changements passés. Ce modèle produit une matrice de transition qui correspond à la probabilité de passage d’un usage du sol à un autre pour un pas de temps donné. Les valeurs varient entre 0 et 1. Une valeur de 0 indique que la transition n’a aucune chance de se produire, une valeur de 1 qu’elle est certaine de se produire.
- *un modèle spatial* d’allocation de probabilité de transition fondé sur un calcul statistique de type réseau de neurones qui fournit des cartes de transition potentielle où le changement d’un type d’usage sol est le plus probable. À chaque transition possible est associée une carte.
- *un algorithme qui contrôle la simulation*. Il alloue les nouveaux usages du sol à chaque pas de temps, à partir des différentes probabilités qu’un changement se produise et en respectant le rythme global de changement pour chacune des transitions.

La détermination des sous-modèles se fait de manière empirique en testant les variables explicatives et leurs combinaisons (voir Tableau 7.3). Ces variables peuvent être statiques, c’est-à-dire indépendantes du pas de temps du modèle (ex : altitude, pente) ou dynamiques, c’est-à-dire recalculées à plusieurs étapes, voire chaque année (ex : distance à la zone la plus proche habitée). Dans les simulations présentées ici, toutes les variables ont été considérées comme statiques. Le modèle expliquant les changements d’usage du sol dans le passé est sommaire et mobilise des

facteurs causaux très simples, fondés essentiellement sur des facteurs physiques de localisation et de distance (Dodane et Labbas, 2014).

Tableau 7.3 – Sous-modèles empiriques rattachés à des variables explicatives des changements d'usage du sol entre 1990 et 2008 dans le bassin versant de l'Yzeron

Sous-modèles	Variable 1	Variable 2	Variable 3
Densification d'une zone déjà urbanisée	pente moyenne	distance à l'habitat centre de 1999 (centre ancien dans typologie détaillée)	distance d'accès à Lyon à vol d'oiseau
Urbanisation de type peu dense d'une zone agricole ou boisée	pente moyenne	distance aux espaces urbanisés denses de 1990	
Urbanisation de type dense d'une zone agricole	pente moyenne	distance aux espaces urbanisés denses de 1990	distance d'accès à Lyon à vol d'oiseau
Développement des usages agricoles	pente moyenne		
Boisement d'une zone agricole	pente moyenne	altitude	

7.2.3.c. Simulation spatiale des évolutions de l'usage du sol

En supposant que le mode de répartition spatiale de l'usage du sol a évolué par rapport au passé, l'utilisateur peut paramétrer différemment les simulations spatiales. Pour simuler un usage du sol futur possible, les paramètres de la matrice de transition peuvent être modifiés tout comme le rythme pour certaines transitions. Par exemple, on peut ralentir ou accélérer le rythme de croissance des espaces urbanisés afin de simuler leur densification ou leur étalement.

Il est possible également de ralentir ou d'accélérer les transitions dans le modèle en fonction de contraintes réglementaires, pour la plupart issues des politiques urbaines et d'aménagement du territoire (SCOT, Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), Plan de Prévention du Risque Inondation (PPRI), périmètres de Protection des espaces Agricoles et Naturels Périurbains (PENAP)) ou issues des politiques d'environnement (Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), réserves naturelles, Espace Naturel Sensible (ENS)).

Trois scénarios ont fait l'objet d'une simulation spatiale :

- **Scénario tendanciel** : simulation réalisée sur la continuation du rythme des changements d'usage du sol passée (1990 - 2008) jusqu'en 2030,
- **Scénario planification** : simulation réalisée sur la continuation du rythme des changements d'usage du sol passée (1990 - 2008) jusqu'en 2030, avec prise en compte de trois contraintes réglementaires de la planification : 1) les zones à urbaniser des PLU, 2) les périmètres possibles des PENAP dans l'agglomération lyonnaise, 3) les périmètres environnementaux et risques (ENS du Conseil Général, ZNIEFF, PPRI),

- **Scénario densification** : simulation réalisée sur l'accélération du rythme des changements d'occupation du sol passée (1990-2008) jusqu'en 2030 (+9 % d'espaces urbanisés denses en surface par rapport au scénario tendanciel) et sur la décélération des espaces urbanisés peu denses (-6 %).

7.2.4. Résultats des simulations spatiales de l'usage du sol

Seul le résultat de scénario tendanciel est montré ici (Figure 7.4). Les cartes des résultats de scénario de planification et de densification sont en annexe (Figures O.1 et O.2).

Le scénario tendanciel prolonge dans le futur les évolutions observées dans le passé entre 1990 et 2008. La croissance s'observe toujours à proximité des zones urbanisées et les espaces intérieurs se colmatent. La tendance d'une urbanisation des rebords de versants des vallons boisés, observables avant 2008, se poursuit, transformant ces vallons en des couloirs boisés ou en friches au contact direct des espaces urbanisés.

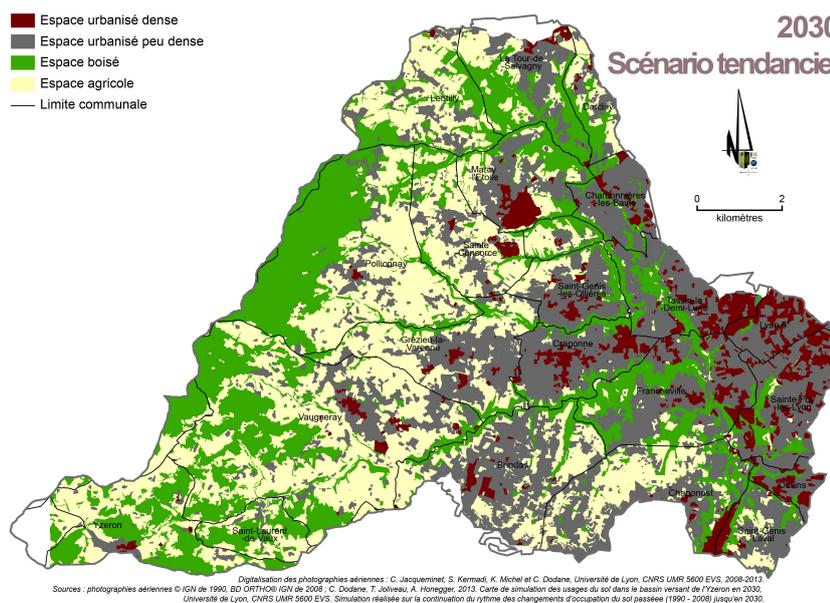


Figure 7.4 – Scénario d'évolution tendancielle dans le bassin versant de l'Yzeron en 2030

Dans le scénario de planification, l'intégration des contraintes atténuées contribue à orienter l'extension de l'urbanisation vers d'autres zones que celles où elle se serait développée spontanément dans le prolongement des tendances passées. Les contraintes permettent de garder des espaces non urbanisés à l'intérieur du tissu urbain et de préserver des espaces ouverts à proximité et dans les vallons boisés, caractéristiques de la géographie de l'Ouest lyonnais. En contrepartie, elles repoussent plus loin à l'ouest et au sud les grands secteurs d'urbanisation nouvelle.

Dans le scénario de densification, les transitions ont été réduites par rapport au rythme passé de façon à obtenir +9 % en surface d'espaces urbanisés denses et -6 % en surface d'espaces urbanisés peu denses par rapport au scénario tendanciel. Le calcul s'est fait en intégrant les contraintes réglementaires de la planification. La comparaison des résultats de ce scénario avec ceux du scénario tendanciel montre que cette réduction produit un effet de diminution de la tache urbaine à horizon 2030 de l'ordre de 175 ha par rapport aux 555 ha d'accroissement de la tache urbaine estimé entre 2008 et 2030 pour le scénario tendanciel. Dans l'ensemble, l'effort de densification est de 32 % pour les espaces urbanisés par rapport au scénario tendanciel. Cette économie se fait un peu partout sur de petites surfaces mais conduit surtout à diminuer l'étalement urbain en nappe dans la zone centrale.

7.2.5. Prise en compte de l'urbain ancien/récent dans les scénarios

Pour faire des scénarios de gestion des eaux pluviales à partir des cartes d'usage du sol, nous avons séparé l'urbain ancien de l'urbain récent. Ainsi, pour la modélisation hydrologique, nous pouvons faire plusieurs hypothèses à partir des cartes précédentes :

- les espaces urbanisés anciens sont gérés par des réseaux unitaires,
- les espaces urbanisés récents sont gérés par des réseaux séparatifs ou par des systèmes de gestion à la source (ex : infiltration à la parcelle).

La mise en place de la politique de déconnexion des eaux pluviales a été entamée à partir de 1995 par le Grand Lyon. Plusieurs années ont été nécessaires pour sa réalisation effective par les services et sa prise en compte par les usagers industriels et particuliers. Suite à des échanges avec le Grand Lyon, nous avons fixé la date d'évolution des modes de gestion des eaux pluviales à 2008. Nous avons ensuite distingué dans les scénarios de 2030 l'« urbain récent », construit après 2008, de l'« urbain ancien », datant de 2008 et 1990 (Figure 7.5 et Figures O.3 et O.4 en annexe).

7.2.6. Bilan

Les pourcentages de chaque type d'usage du sol pour les années 1990, 2008 et pour les scénarios 2030 sont récapitulés dans le Tableau 7.4. D'une année à l'autre, les modifications sont faibles à l'échelle du bassin. Les différences les plus importantes s'observent entre 1990 et 2008. Entre ces années, les pourcentages d'usages d'urbain dense, d'urbain peu dense et de forêt augmentent au détriment du pourcentage de cultures. Entre 2008 et 2030 et entre les scénarios 2030, on observe peu de différences. Dans le scénario densification, les pourcentages d'urbain dense et de cultures sont un peu plus élevés que dans les deux autres scénarios 2030, au détriment de l'urbain peu dense. Ce scénario est celui qui a le plus d'urbain dense récent.

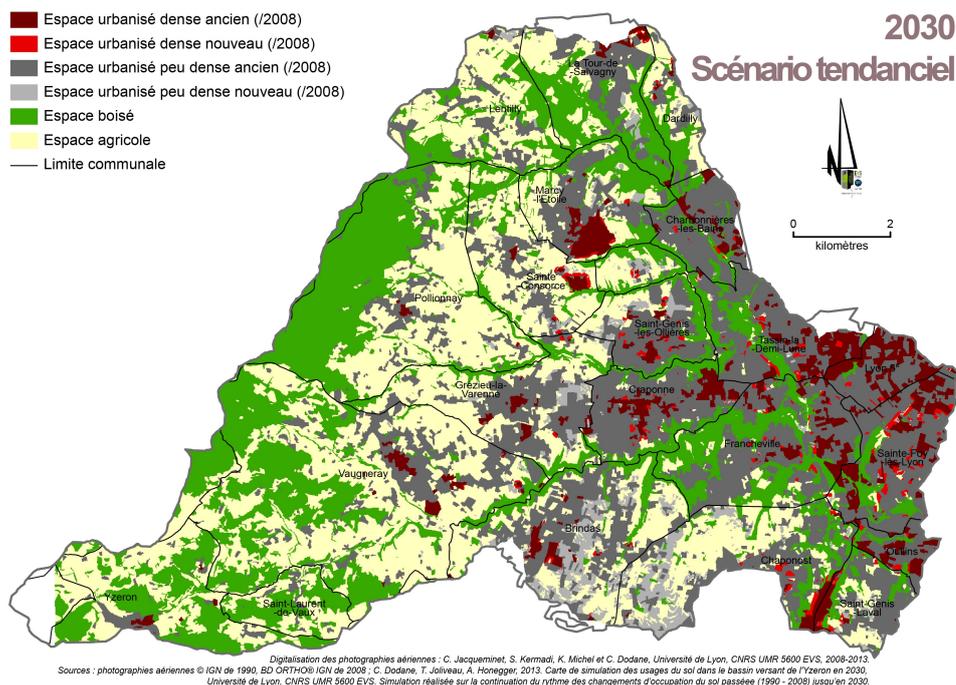


Figure 7.5 – Scénario tendanciel de l’usage du sol à l’horizon 2030 avec la distinction entre l’urbain ancien et l’urbain récent

Tableau 7.4 – Pourcentage de chaque usage (typologie simplifiée) sur le bassin de l’Yzeron pour les différentes dates, avec prise en compte de la notion ancien (A) - récent (R)

	Urbain Dense (USUD) (A-R)	Urbain peu dense (USUPD) (A-R)	Forêt (USF)	Culture (USC)
1990	3,6	24,4	26,7	45,3
2008	4,5	27,1	28,3	40,1
2030 densification	5,8	28,2	29,9	36,1
	(4,5 - 1,2)	(26,4 - 2,2)		
2030 planification	5,2	30,4	29,7	34,7
	(4,5 - 0,7)	(26,8 - 3,6)		
2030 tendanciel	5,1	30,4	29,7	34,8
	(4,5 - 0,6)	(26,9 - 3,5)		

7.3. TRADUCTION DES SCÉNARIOS EN PARAMÉTRAGE POUR LE MODÈLE

Les paramètres de chaque scénario sont ceux de la simulation de référence, exceptés ceux sur lesquels les scénarios interviennent : coefficient d’infiltration, paramètres de végétation et taux de connexion. Le maillage n’a pas été modifié et correspond au maillage de la simulation référence, basé sur l’occupation du sol de 2008.

7.3.1. Coefficients d'infiltration

Dans la simulation de référence, le coefficient d'infiltration de chaque HRU est estimé à partir de son pourcentage de surfaces imperméables. Ce pourcentage est calculé directement à partir de la donnée d'occupation du sol. Dans les scénarios 1990 et 2030, seule la donnée d'usage du sol est disponible et, contrairement à l'occupation du sol, cette donnée ne permet pas de déduire directement ce pourcentage. En effet, dans chaque usage, il peut y avoir différents types d'occupation du sol (par exemple, une parcelle de type usage urbain peut contenir une maison et un jardin).

Pour relier l'usage à l'occupation du sol, nous avons intersecté ces deux données disponibles pour l'année 2008 (Tableau 7.5). Ainsi, nous connaissons le pourcentage moyen de surfaces imperméables dans chaque usage. L'usage urbain dense est celui qui possède le plus de surfaces imperméables. Une petite fraction de surfaces imperméables se trouve également dans les usages forêt et agriculture. En faisant l'hypothèse que le pourcentage moyen calculé sur l'ensemble du bassin est représentatif de chaque HRU et qu'il reste constant au cours de temps, il est possible de connaître le pourcentage de zones imperméables en fonction du pourcentage d'usage dans chaque HRU et pour chaque scénario d'usage du sol et d'en déduire les coefficients d'infiltration (Figures 7.6b, 7.7a, 7.7b, 7.7c et 7.7d).

Tableau 7.5 – Pourcentage de chaque occupation du sol (OS) de la carte de synthèse 2008 dans chaque usage du sol

		Occupation du sol 2008		
		Cultures	Forêt	Urbain
Usage du sol (2008)	USUD	24,3	12,4	63,3
	USUPD	41,1	20,1	38,8
	USF	18,5	77,0	4,5
	USC	76,0	17,4	6,6

Le fait d'utiliser une moyenne globale de pourcentages d'occupation du sol pour chaque usage lisse les valeurs des coefficients d'infiltration sur le bassin. Ceci est visible sur les Figures 7.6a et 7.6b qui comparent les coefficients d'infiltration calculés à partir de l'occupation du sol de 2008 (paramètres de la simulation de référence) et les coefficients d'infiltration calculés à partir de l'usage du sol de la même année. Les hypothèses formulées pour calculer les coefficients d'infiltration à partir des usages conduisent à un écart moins important entre les valeurs des coefficients d'infiltration amont et aval.

7.3.2. Classes de végétation

Dans la simulation de référence, les paramètres des classes de végétation du modèle (indice foliaire, profondeur racinaire, coefficient de culture) ont été spécifiés à partir de la carte d'occupation du sol (voir section 4.4.3.b). Dans les différents scénarios, nous ne connaissons que l'usage du sol de chaque HRU. L'intersection usage et occupation du sol en 2008 a permis de déterminer un pourcentage moyen de chaque occupation du sol dans chaque usage (Tableau 7.5). Nous pouvons alors en déduire un pourcentage de chaque occupation du sol dans chaque HRU et

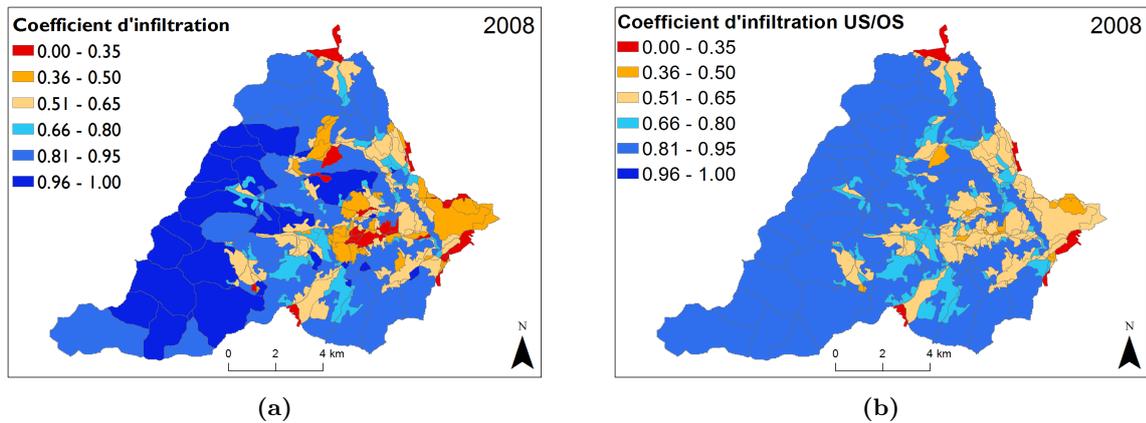


Figure 7.6 – Cartes des coefficients d'infiltration dans chaque HRU en 2008 : (a) en se basant uniquement sur l'occupation du sol (paramétrage de la simulation de référence), (b) en se basant sur l'usage du sol

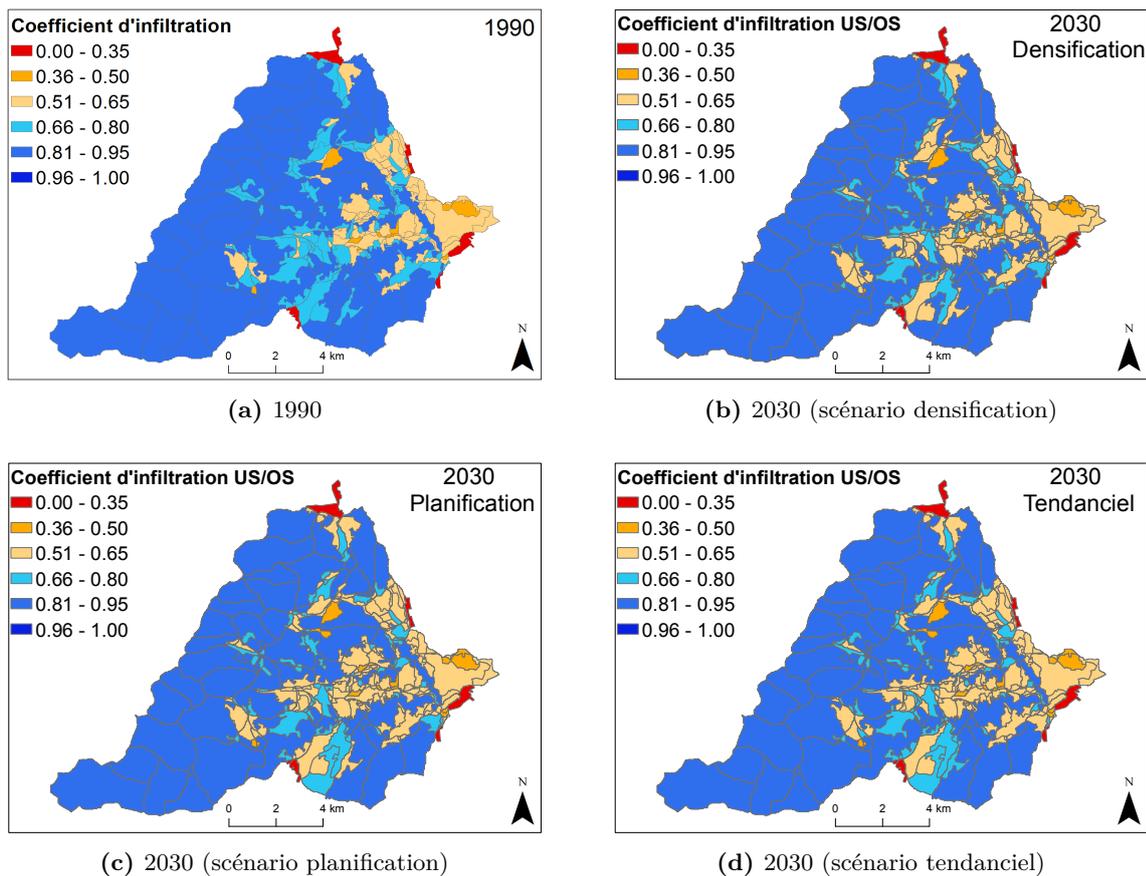


Figure 7.7 – Coefficient d'infiltration de chaque HRU calculé à partir de l'usage du sol

ainsi déterminer les classes de végétation, en reprenant la classification proposée dans la section 4.4.3.b :

2030 (Figures 7.9a à 7.9d). Entre les années 1990, 2008 et 2030, les différences les plus flagrantes s'observent entre 1990 et les autres années. Les différences entre les scénarios de 2030 sont beaucoup moins marquées.

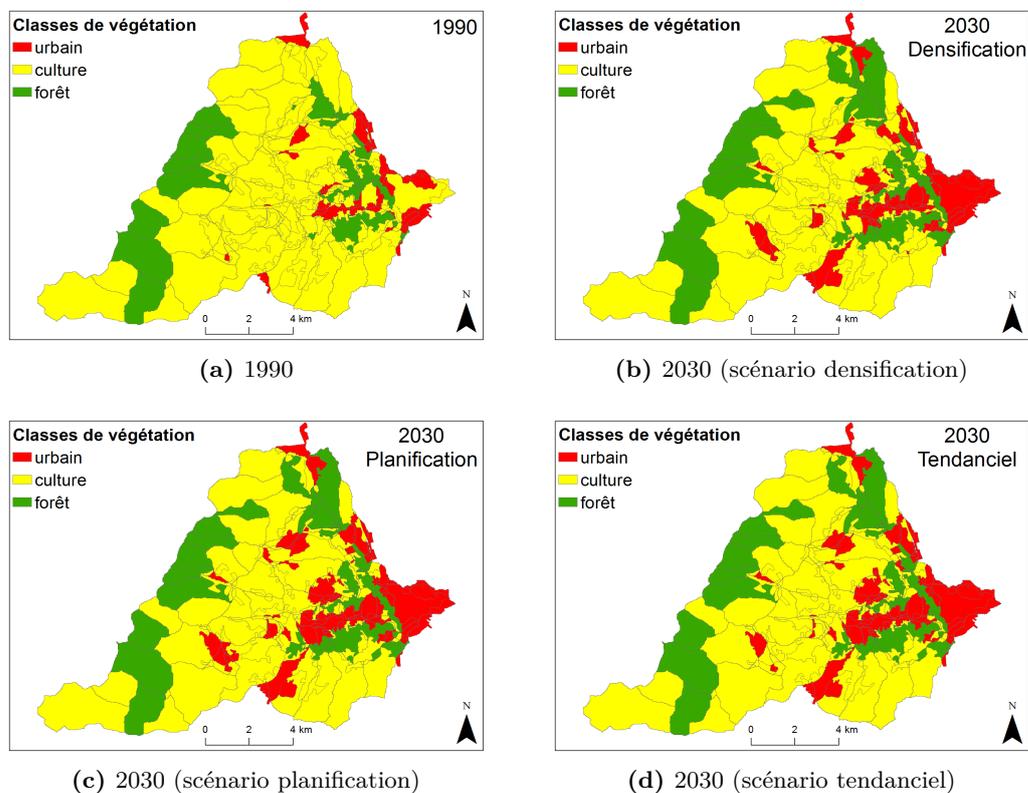


Figure 7.9 – Classe de végétation de chaque HRU

7.3.3. Taux de connexion

Pour les scénarios d'usage du sol 1990 et 2008, nous avons fait la même hypothèse de gestion des eaux pluviales. Cette hypothèse est celle de la simulation de référence : le ruissellement produit par les surfaces imperméables des sous-bassins mixtes est connecté à 70 % au réseau d'assainissement et à 30 % au réseau hydrographique. Pour 2030, nous avons testé trois scénarios de gestion des eaux pluviales :

- **Scénario de référence** : dans les sous-bassins mixtes, 70 % du ruissellement sur surfaces imperméables est connecté au réseau d'assainissement. Les 30 % restant sont connectés à la rivière. Ce scénario correspond à celui de la simulation de référence et aux scénarios 1990 et 2008.
- **Scénario spatialisé** : dans les sous-bassins mixtes, le ruissellement produit par les surfaces imperméables des usages urbains est connecté au réseau. Le taux de connexion de RD1 au réseau pour une HRU mixte est alors égal à la fraction de surfaces imperméables de l'urbain ancien et récent de cette HRU (taux spatialisé).

- **Scénario déconnexion** : dans les sous-bassins mixtes, seul le ruissellement produit par les surfaces imperméables de l'usage urbain ancien (dense et peu dense) est connecté au réseau. Le ruissellement produit par les surfaces imperméables de l'usage urbain récent est déconnecté du réseau unitaire et rejoint la rivière. Le taux de connexion de RD1 au réseau pour un sous-bassin mixte est alors égal à la fraction de surfaces imperméables de l'urbain ancien de cette HRU (taux spatialisé).

Pour mettre en œuvre les scénarios spatialisé et de déconnexion, nous avons spatialisé le taux de connexion du flux RD1 des sous-bassins mixtes (Figure 7.10). Dans le scénario de référence, le taux de connexion est égal à 0,7, dans le scénario spatialisé, il varie entre 0,84 et 1 et dans le scénario de déconnexion, il varie entre 0,68 et 1. Le scénario 1 est le scénario qui a un taux de connexion le plus faible. Entre les scénarios spatialisé et de déconnexion, l'effet de la déconnexion des usages urbains récents diminue légèrement les taux de connexion au réseau. Pour une même production de RD1 par sous-bassin mixte, il y aura donc moins de RD1 qui rejoindra la rivière avec le scénario de référence qu'avec le scénario spatialisé.

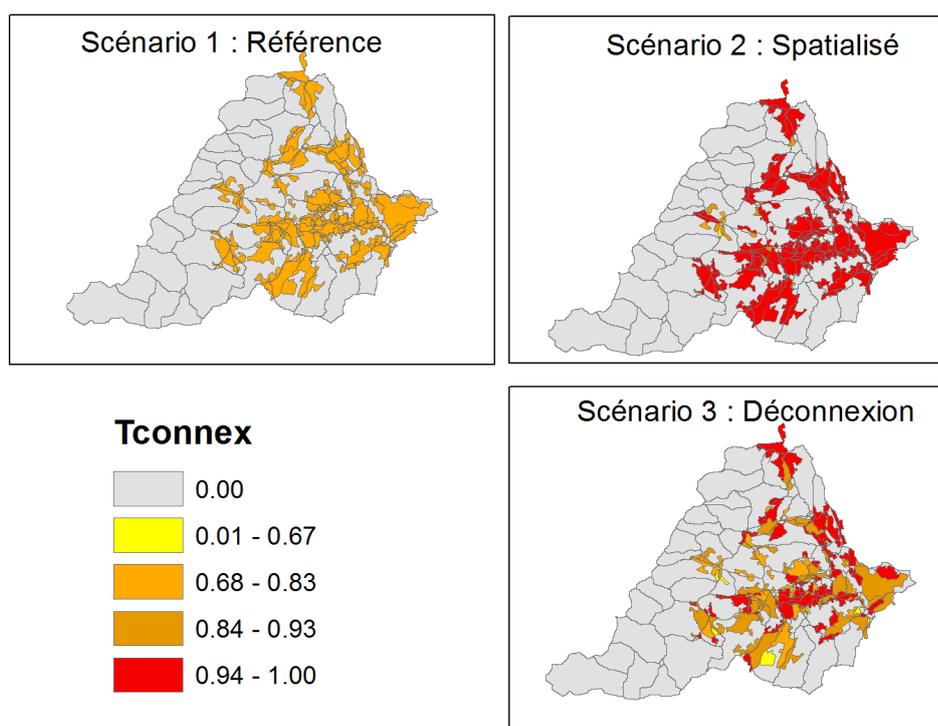


Figure 7.10 – Taux de connexion de RD1 au réseau d'assainissement 1 par sous-bassin pour l'usage du sol 2030 Densification avec une gestion des eaux pluviales de type scénario de référence, scénario spatialisé et scénario de déconnexion

7.3.4. Bilan

Neuf simulations ont été réalisées à partir des scénarios d'usage du sol de 1990, 2008 et 2030 et des trois scénarios de gestion des eaux pluviales décrits ci-dessus (voir récapitulatif au Tableau

7.7). Les simulations ont été effectuées à partir des forçages atmosphériques (pluie et ET_{ref}) de 1997 à 2012. La première année est considérée comme une année d'initialisation du modèle.

7.4. RÉSULTATS DE SIMULATION

7.4.1. Année 2008

Les deux simulations basées sur les données en 2008 (simulation de référence basée sur l'occupation du sol et simulation réalisée à partir de l'usage du sol) sont comparées en premier lieu. Pour cela, les critères de performance horaires et journaliers sont calculés par rapport aux données observées à l'exutoire sur la période 2005-2012 (Tableau 7.6). Les bilans hydriques sont récapitulés dans le Tableau 7.7. Les critères sont moins bons pour la simulation obtenue à partir de l'usage du sol excepté pour le biais. Ceci s'explique par le fait qu'il y a moins d'eau qui s'infiltré dans le sol (voir spatialisation des coefficients d'infiltration sur la Figure 7.6b) et moins d'évapotranspiration à l'amont, malgré la nouvelle classification de la végétation (voir spatialisation des classes de végétation sur la Figure 7.8c). En conséquence, le ruissellement direct RD1 est plus important (Figure 7.11a). Les débits simulés sont donc moins sous-estimés que ceux obtenus avec la simulation de référence. Les débits classés des deux simulations sont comparés sur la Figure 7.11b. Sur ce graphique, les différences sont peu marquées. Des différences s'observent sur la lame d'eau moyenne annuelle écoulee dans le réseau 1. Celle-ci est moins importante pour la simulation basée sur le scénario d'usage du sol de 2008. Dans ce scénario, les coefficients d'infiltration sont plus lissés sur le bassin (les écarts sont moins importants entre l'amont et l'aval). Les sous-bassins mixtes produisent donc moins de ruissellement connecté au réseau d'assainissement. La conséquence directe est une diminution de la quantité déversée par les DO dans la nouvelle simulation de 2008.

Tableau 7.6 – Critères de performance calculés pour les deux simulations 2008 (référence et new) sur la période 2005-2012

	2008 (ref)	2008 (new)	2008 (ref)	2008 (new)
	horaire		journalier	
PBIAS	-10,06	-4,4	-10,05	-2,5
wR2	0,64	0,60	0,74	0,80
NSE	0,45	0,35	0,78	0,55
R_{Q90}	1,07	1,12	1,12	1,16
NSE_{iQ}	-0,16	-0,23	-0,15	-0,34
R_{Q10}	0,20	0,2	0,17	0,17

7.4.2. Comparaison des résultats pour différents scénarios d'usage du sol et un même scénario de gestion des eaux pluviales

Nous comparons ici toutes les simulations réalisées avec le scénario 1 de gestion des eaux pluviales (voir Tableau 7.7). Sur la période 1998-2012, la pluie annuelle moyenne est de 749 mm et l' ET_{ref} annuelle moyenne est égale à 709 mm. Les principales différences s'observent entre les résultats de simulation du scénario basé sur l'usage du sol passé (1990) et les scénarios présents

Tableau 7.7 – Bilan hydrique calculé sur la période 1998-2012 pour l'ensemble des scénarios. En 2008, le bilan est calculé pour la simulation basée sur les paramètres de référence (ref) et pour les paramètres estimés avec l'usage du sol.

	1990	2008 (ref)	2008 (new)	2030 planif. Ref.	2030 tendanc. Ref.	2030 densif. Ref.	2030 densif. Déconnex.	2030 densif. Spatia.
ETP (mm)	737	776	750	757	753	758	758	758
ETR (mm)	535	535	534	532	532	533	533	533
Interception	188	194	189	189	192	189	189	189
θ_{MPS} (-)	0,556	0,522	0,538	0,526	0,534	0,528	0,528	0,528
θ_{LPS} (-)	0,003	0,003	0,003	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003
θ_s (-)	0,279	0,262	0,270	0,264	0,268	0,265	0,265	0,265
$Q_{riviere}$ (mm)	174	162	171	171	172	171	160	157
RD1 (mm)	53	44	57	63	63	62	51	47
RD2 (mm)	43	43	41	39	40	40	40	40
RG1 (mm)	79	75	73	68	69	70	70	70
Q_{resau1} (mm)	35	46	39	41	40	40	51	55
Devers. DO (mm)	7	17	10	14	12	12	25	34

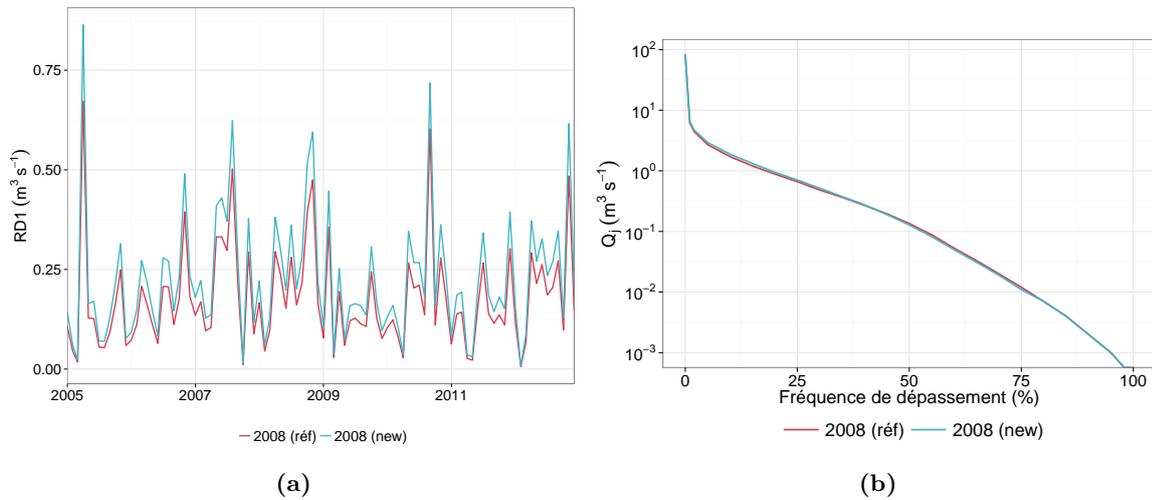


Figure 7.11 – Résultats à l'exutoire des deux simulations effectués à partir des données d'occupation du sol (réf) et d'usage du sol (new) de 2008 : (a) Ruissellement direct RD1 moyen mensuel sur la période 2005-2012, (b) Courbes des débits classés journaliers calculées sur la période 2005-2012

(2008) et futurs (2030). L'ETR et les débit totaux simulés sont très semblables et la Figure 7.12b montre qu'il y a peu de différences entre les débits classés des scénarios à différentes dates. Par contre, les contributions au débit varient selon les scénarios : plus il y a de développement urbain (par exemple pour le scénario 2030 tendanciel), plus il y a de ruissellement de surface et moins il y a de débit de base. L'effet sur le ruissellement s'observe à la fois dans le bilan hydrique et sur la variation moyenne mensuelle (Figure 7.12a). Les déversements des DO augmentent également avec le pourcentage d'usage urbain. Les différences entre les scénarios issus de l'usage du sol 2030 ne sont pas suffisamment importantes pour être clairement visibles à cette échelle de modélisation (d'autant plus qu'à l'exutoire il peut y avoir un effet de lissage de la réaction du bassin).

7.4.3. Comparaison des résultats pour un même scénario d'usage du sol et les trois scénarios de gestion des eaux pluviales

A partir du Tableau 7.7, on peut comparer les bilans hydriques des simulations réalisées à partir des trois scénarios de gestion des eaux pluviales combinés au scénario de densification de l'usage du sol en 2030. Les courbes des débits classés montrent que la différence entre les débits classés à l'exutoire est faible mais présente pour toute la gamme de débit (Figure 7.13a). Les principales différences s'observent sur les débits en milieu naturel et urbain. Les débits simulés à l'exutoire sont plus importants pour le scénario 1 de gestion des eaux pluviales. Pour les scénarios 2 et 3, il y a moins de débit naturel et plus de débit dans le réseau 1 car une grande partie du ruissellement direct rejoint ce réseau (Figure 7.13a). Le débit dans le réseau étant beaucoup plus important pour ces deux scénarios, une partie est reversée à la rivière par le biais des DO (Figure 7.13c). Le déversement par les DO est de l'écoulement RD1 qui rejoint la rivière. Ces déversements contribuent donc au bilan naturel mais ils ne compensent pas la perte de débit

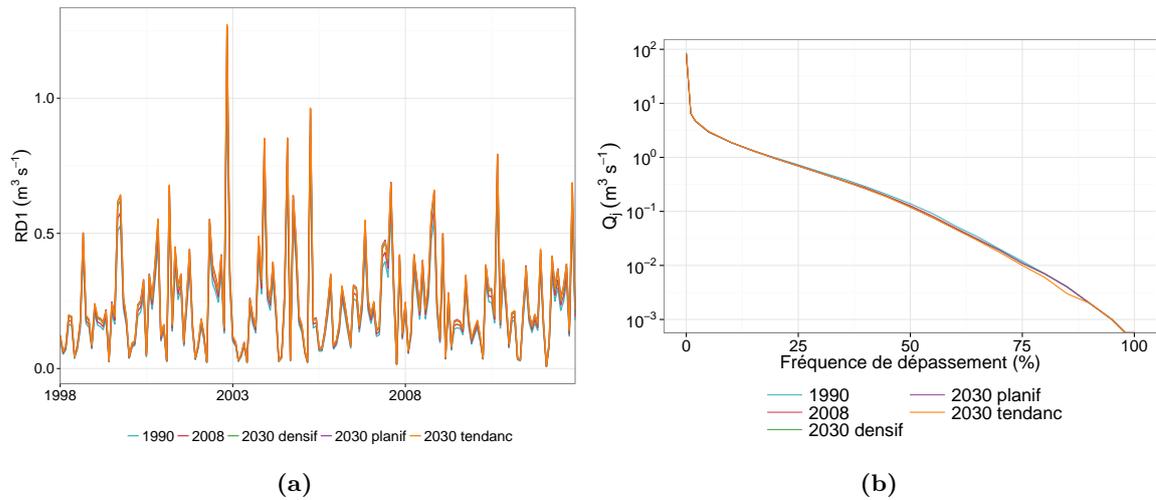
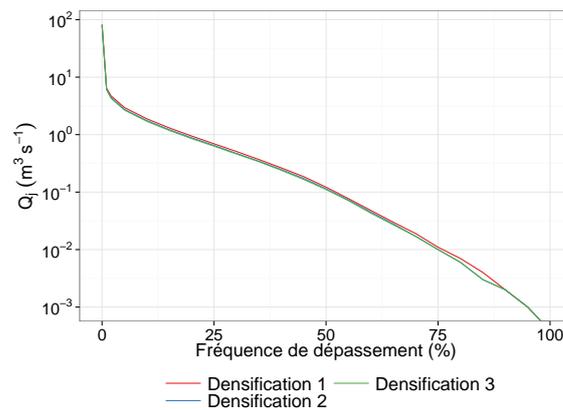


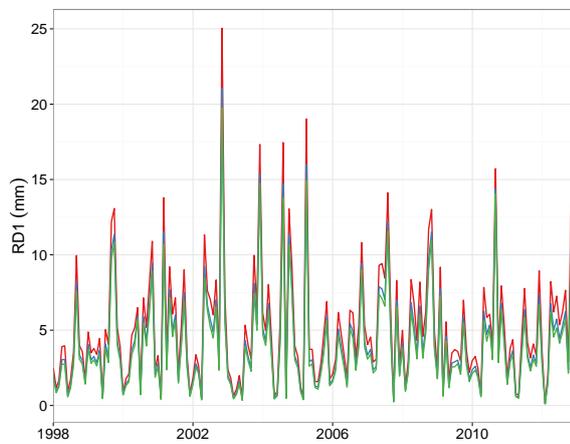
Figure 7.12 – Comparaison des différents scénarios d’usage combinés avec le scénario 1 de gestion des eaux pluviales : (a) Ruissellement direct RD1 moyen mensuel sur la période 1998-2012, (b) Courbes des débits classés journaliers calculées sur la période 1998-2012

naturel lié à l’augmentation du taux de connexion de RD1 au réseau dans les sous-bassins mixtes. Les différentes hypothèses sur les taux de connexion ont donc des effets importants sur les débits. Les déversements les plus importants se produisent pour le scénario 2. Dans le scénario 3, une partie de l’usage urbain est déconnecté au réseau, ce qui diminue les déversements par rapport au scénario 2.

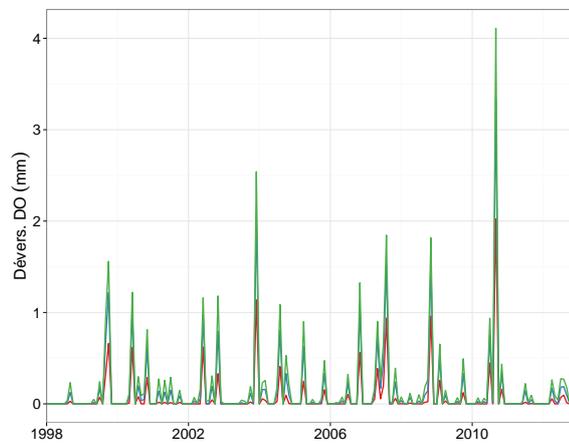
En somme, la spatialisation du taux de connexion (scénarios 2 et 3 par rapport au scénario 1) influence autant les débits que la déconnexion de certaines surfaces au réseau unitaire (scénario 2 par rapport au scénario 3).



(a)



(b)



(c)

Figure 7.13 – Résultats à l'exutoire de simulations effectuées à partir du même scénario d'usage du sol Densification 2030 et de trois scénarios de gestion des eaux pluviales : (a) Courbes des débits classés journaliers sur la période 1998-2012, (b) Ruissellement direct RD1 moyen mensuel sur la période 1998-2012, (c) Déversement mensuel des DO sur la période 1998-2012

7.5. CONCLUSION

Les scénarios d'usage du sol, construits sur la base d'une nouvelle typologie, prennent en compte à la fois la densité et l'ancienneté de l'urbanisation. Cette approche a été choisie pour pouvoir faire des scénarios de gestion des eaux pluviales à partir des informations d'usage du sol. Les hypothèses formulées sur la gestion des eaux pluviales ont été validées par les gestionnaires du Grand Lyon. Les résultats de modélisation présentés ici se basent sur le modèle J2000P non calé et sur des scénarios fictifs mais plausibles. De ce fait, ils ne donnent pas d'éléments sur l'évolution future de l'hydrologie du bassin.

Les différences importantes entre les résultats des deux simulations de 2008 montrent que les hypothèses formulées sur le lien entre occupation du sol et usage du sol (pourcentage moyen

calculé sur l'ensemble du bassin représentatif de chaque HRU et constant au cours de temps) doivent être affinées pour obtenir une meilleure correspondance. La comparaison des scénarios de 1990, 2008 et 2030 montre que l'urbanisation de 1990 et celle de 2008 ne conduisent pas au même comportement hydrologique modélisé. Les différences entre les scénarios d'usage du sol 2008 et 2030 et entre les scénarios de 2030, combinés au même scénario de gestion des eaux pluviales, sont très peu visibles à l'échelle du bassin. Par contre, il y a des différences beaucoup plus sensibles entre les scénarios de même usage du sol mais de gestions des eaux pluviales différentes. Tel quel, le modèle montre que la gestion de l'urbanisation (et donc des surfaces imperméables) a moins d'influence que la gestion du réseau d'assainissement. Concernant la gestion du réseau d'assainissement, nous avons vu que la déconnexion des certaines zones urbaines entraîne une diminution des déversements des DO à la rivière et une augmentation du débit dans la rivière par rapport à un scénario où toutes les surfaces imperméables des zones urbaines sont connectées au réseau unitaire. Pour consolider ces premiers résultats, il serait intéressant de refaire cette analyse avec une paramétrisation optimisée et étudier ce qui se produit à l'intérieur des sous-bassins pour lesquels les résultats peuvent être plus contrastés.

Conclusion générale et perspectives

SYNTHÈSE

Ce travail de thèse avait pour objectif d'améliorer la compréhension du fonctionnement hydrologique de long terme des bassins périurbains de taille intermédiaire. Plus particulièrement, nous voulions quantifier l'impact de l'évolution de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales sur le cycle hydrologique de ce type de bassin versant, par le biais de la modélisation. Pour ce faire, le modèle hydrologique J2000P a été développé, en s'appuyant sur le modèle hydrologique distribué J2000 et en adoptant une approche simplifiée de représentation des processus urbains. Cette approche a consisté à :

- travailler au pas de temps horaire, qui s'est révélé être le meilleur compromis entre dynamique des processus urbains, disponibilité des données et représentation des processus existants dans le modèle,
- prendre en considération l'hétérogénéité spatiale du processus d'infiltration via un coefficient de ruissellement sur surfaces imperméables spatialisé,
- représenter explicitement le réseau d'assainissement en plus du réseau hydrographique naturel, ainsi que les déversements du réseau vers la rivière par le biais des déversoirs d'orage,
- prendre en compte la variabilité de la connexion des surfaces imperméables au réseau, via un taux de connexion qui peut lui aussi être spatialisé.

Pour mettre en œuvre J2000P, nous avons proposé une méthodologie de maillage adaptée aux échelles spatio-temporelles ciblées. Cela nous a conduit à adopter une discrétisation spatiale en sous-bassins versants, eux-mêmes catégorisés selon plusieurs modes de gestion des eaux pluviales : les sous-bassins ruraux drainés par un brin de rivière, les sous-bassins mixtes drainés par un brin de rivière et un tronçon de réseau unitaire et les sous-bassins urbains externes drainés par un tronçon de réseau situé en dehors du bassin mais connecté à un de ses réseaux d'assainissement. La délimitation de ces sous-bassins et la détermination de leurs connexions ont été réalisées à partir de traitements automatiques et manuels, en s'appuyant sur l'expertise des gestionnaires du réseau et des hypothèses de fonctionnement.

Le modèle J2000P a ensuite été appliqué au bassin de l'Yzeron. La paramétrisation du modèle pour la simulation dite de référence s'est faite sans calage, en estimant les paramètres directement à partir des données disponibles ou de valeurs référencées dans la littérature. Cette

simulation de référence se base sur la carte d'occupation du sol de 2008 issue du projet AVuPUR et a été réalisée sur la période 2005-2012. L'évaluation a porté sur l'analyse de plusieurs critères de performance (PBIAS, NSE, wR^2 , R_{Q10} , R_{Q10} , R_{BFI}), la réalisation de bilans hydriques, ainsi que l'examen plus détaillé des résultats sur deux années hydrologiques (2007-2008 et 2008-2009) et sur deux événements pluvieux de février et août 2009. Les résultats à l'exutoire du bassin et à certains de ses sous-bassins instrumentés ont été analysés, ainsi que les déversements des DO. L'évaluation a permis d'identifier les points forts du modèle, ainsi que les processus pouvant être à l'origine de moins bonnes performances. Suite à cela, une analyse de sensibilité « pas à pas » a été menée pour tester d'autres hypothèses de fonctionnement du bassin, en analysant à chaque fois l'influence de chaque hypothèse et paramétrage sur la réponse du bassin.

Finalement, nous avons évalué l'impact de l'évolution de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales sur l'hydrologie du bassin de l'Yzeron à partir du modèle J2000P et de scénarios d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales. Ces scénarios ont été construits à partir de données disponibles sur l'usage du sol de 1990 et 2008 et des travaux de prospective territoriale réalisés lors du projet AVuPUR et approfondis dans le cadre de la thèse. Ces derniers travaux ont permis de réaliser trois scénarios plausibles d'usage du sol en 2030 : un scénario tendanciel, un scénario planification (continuation du rythme des changements d'usage du sol passée avec prise en compte de contraintes réglementaires de la planification) et un scénario densification (accélération du rythme des changements d'occupation du sol passée et décélération des espaces urbanisés peu denses). En parallèle, nous avons imaginé trois scénarios de gestion des eaux pluviales qui ont été combinés aux scénarios d'usage du sol. Ces scénarios considèrent respectivement un taux de connexion au réseau uniforme des sous-bassins mixtes, un taux de connexion spatialisé de ces mêmes sous-bassins, et une déconnexion des usages urbains récents. Les différents scénarios ont été testés et évalués pour quantifier leur impact sur l'hydrologie du bassin de l'Yzeron.

PRINCIPAUX RÉSULTATS

Les principales avancées que l'on peut retenir du travail réalisé et présenté ici sont les suivantes :

Développement de J2000P

Dans cette thèse, nous avons réussi à développer un modèle hydrologique périurbain qui réponde au cahier des charges initial scientifique (modélisation horaire continue des processus urbains et ruraux et applicabilité à des bassins de taille intermédiaire sur le long terme) et opérationnel (facilité d'utilisation et d'évolution via la plateforme de modélisation en accès libre et bien documentée). Les temps de calcul de J2000P sont par ailleurs tout à fait raisonnables (11 min pour 300 mailles et 15 ans de simulation au pas de temps horaire). L'application du modèle sur le bassin de l'Yzeron n'a pas posé de difficulté ; les données à disposition étaient suffisamment nombreuses et complètes pour que cette partie-là soit facilement réalisable. La méthodologie proposée et appliquée pour le maillage peut être assez longue à mettre en place et nécessite d'avoir une bonne compréhension du fonctionnement du réseau. L'expertise des gestionnaires est dans

ce cas essentielle. L'évaluation du modèle a montré des performances encourageantes, d'autant plus que la paramétrisation de référence n'a pas fait appel au calage. J2000P se montre plutôt performant sur l'estimation des volumes écoulés (malgré une tendance à la sous-estimation), la représentation des variations saisonnières du régime hydrologique et la dynamique des pics de crue en hiver lorsque les sols sont humides. En été, lorsque les sols sont secs, la dynamique est moins bien représentée avec une quantité de ruissellement de surface simulée trop importante et des récessions trop rapides. Des comportements similaires sont observés sur l'ensemble des sous-bassins instrumentés. Au niveau des phénomènes plus spécifiquement urbains, le modèle réussit à simuler des déversements à l'emplacement de certains DO. Dans l'analyse, nous nous sommes concentrés sur une comparaison annuelle des résultats de simulation aux données mesurées et aux résultats de CANOE et nous avons vu que J2000P sous-estimait les déversements. Des améliorations sont à apporter soit sur la façon de représenter les déversements, soit sur la paramétrisation (ex : spatialisation de la hauteur seuil) pour pouvoir aller plus loin dans l'analyse et étudier le comportement des DO à une échelle temporelle plus fine.

Mise en place d'une méthodologie d'analyse de sensibilité en lien avec des hypothèses de fonctionnement du bassin

L'intérêt principal de l'approche sans calage adoptée dans ce travail est de conserver un lien explicite entre données et paramètres, permettant ainsi de formuler des hypothèses sur les processus physiques en jeu, même si les performances obtenues ne sont pas nécessairement optimales. C'est pourquoi nous avons développé une méthodologie d'analyse de sensibilité à partir de questions sur le fonctionnement du bassin versant et les représentations correspondantes dans le modèle, suite à l'analyse des résultats de la simulation de référence. Plusieurs hypothèses ont ainsi été formulées : sous-estimation des pluies liée aux mesures et/ou à la méthode d'interpolation, surestimation de l'évapotranspiration, mauvaise représentation du stockage de l'eau dans le sol et de la génération des écoulements dans le modèle. Chacune de ces hypothèses de fonctionnement a été testée de manière systématique. L'analyse de sensibilité aux pluies a montré clairement l'influence de la variabilité de la pluie sur la réponse du modèle. Cette variabilité n'expliquant pas entièrement les écarts entre les simulations et les observations, cela a confirmé que d'autres hypothèses de fonctionnement sont nécessaires pour expliquer ces écarts. Par exemple, nous avons vu que la représentation de la nappe par un réservoir est suffisante mais qu'il faut augmenter le temps de réponse de ce réservoir pour améliorer la simulation des récessions. La simulation des débits est également améliorée en diminuant la taille du réservoir simulant la transpiration de la végétation et en augmentant celle du réservoir simulant le stockage d'eau dans le sol. Il y a ainsi moins d'évapotranspiration et plus d'eau disponible pour les écoulements de subsurface et souterrains. La procédure suivie nous a permis de comprendre de façon beaucoup plus détaillée le fonctionnement de J2000P, qui s'est avéré être un outil pratique pour tester des hypothèses de fonctionnement. Finalement, les résultats obtenus montrent qu'il existe des jeux de paramètres conduisant à de meilleurs résultats que ceux issus de la simulation de référence.

Formalisation d'hypothèses de gestion des eaux pluviales à partir des scénarios d'usage du sol

En s'appuyant sur une méthodologie construite lors du projet AVuPUR et sur une nouvelle typo-

logie simplifiée de l'usage du sol, nous avons construit des scénarios plausibles de l'usage du sol en 2030. Les scénarios ne permettent pas d'estimer directement les taux d'infiltration de chaque maille et c'est pourquoi nous avons fait des hypothèses à partir des données d'occupation et d'usage du sol en 2008. En combinant la typologie à des hypothèses sur l'évolution des pratiques de gestion des eaux pluviales, nous avons pu affiner cette typologie en introduisant la notion d'ancien et récent. La différenciation des quatre usages urbain (dense/peu dense, ancien/récent) a alors permis de formuler des hypothèses de gestion des eaux pluviales sur le bassin qui ont ensuite été appliquées dans le modèle pour être testées. Cette méthodologie est relativement simple mais a permis de faire le lien entre la partie essentiellement surfacique de l'urbanisation (imperméabilisation des sols) et la partie gestion des eaux pluviales, traditionnellement plus reliée à l'ingénierie. Elle constitue un apport intéressant de la thèse, même en-dehors du cadre de la modélisation hydrologique, et facilement transposable à d'autres bassins versants périurbains. Elle peut permettre par exemple de réaliser des études préliminaires d'impact de l'urbanisation plus complètes que celles considérant uniquement l'occupation du sol, même en l'absence de données détaillées sur les réseaux.

Scénarios d'impact de l'évolution de l'usage du sol et de la gestion des eaux pluviales

Les tests de scénarios ont été réalisés avec un modèle non optimisé, des scénarios d'usage qui se sont révélés proches les uns des autres, et des hypothèses assez fortes sur la relation entre usage et occupation du sol. Néanmoins, les premiers résultats obtenus montrent que la progression des surfaces imperméables (notamment entre 1990 et les autres scénarios) a surtout un effet sur la répartition des composantes du débit (plus de ruissellement de surface et moins de débit de base à mesure que le pourcentage de surfaces imperméables augmente). L'effet de la gestion des eaux pluviales impacte plus le bilan hydrologique, avec un effet net sur les débits dans le cours d'eau et les volumes déversés dans les DO. La déconnexion des eaux pluviales sur les zones urbaines récentes conduit bien à des diminutions des déversements des DO.

PERSPECTIVES

Ce travail de thèse appelle de nombreuses perspectives, certaines très immédiates et d'autres à plus long terme. Tout d'abord, dans la continuité directe de la thèse, deux pistes de travail devraient permettre de consolider les résultats obtenus.

Analyse de sensibilité et paramétrisation optimale

Les résultats de l'analyse de sensibilité ont montré que le jeu de paramètres de la simulation de référence n'est pas optimal. Ces résultats gagneraient donc à être exploités davantage pour obtenir une paramétrisation optimisée. L'analyse de sensibilité pourrait également être affinée au niveau des différents sous-bassins instrumentés. Cette analyse de sensibilité du modèle J2000P pourrait être complétée par une analyse globale. Un travail exploratoire a déjà débuté en collaboration avec un chercheur de l'Université de Jena, qui a développé le module OPTAS¹ dans la plateforme de modélisation JAMS (Fischer, 2013). Ce module permet de caler et/ou réaliser

1. http://ilms.uni-jena.de/ilmswiki/index.php/Tutorial_Calibration#Operating_OPTAS

une analyse de sensibilité globale des modèles type J2000 en s'appuyant sur un métamodèle. Un premier travail exploratoire a été mené en s'appuyant sur les résultats de l'analyse de sensibilité « pas à pas » (voir annexe N) et mérite d'être poursuivi. Au final, on devrait pouvoir disposer à relativement court terme d'un jeu de paramètres optimisé, permettant de tester à nouveau les scénarios d'usage du sol et de gestion des eaux pluviales à partir d'un jeu de paramètres plus représentatif du fonctionnement réel du bassin versant.

Application à d'autres scénarios

D'autres scénarios pourraient être testés pour évaluer leur impact sur l'hydrologie du bassin de l'Yzeron. Par exemple, des scénarios d'usage du sol pourraient être construits à partir des données d'usage du sol de 1945 et 1970 issues du projet AVuPUR. Ces données n'ont pas été utilisées dans le cadre de cette thèse car elles sont incomplètes pour l'année 1945 (seul le bassin de Craponne a été cartographié, [Boncompain, 2009](#)) et pas entièrement consolidées pour l'année 1970. Pour la gestion des eaux pluviales, des scénarios plus contrastés et plus complexes pourraient être formulés, par exemple en diversifiant les hypothèses de connexion (déconnexion à l'amont, connexion à l'aval...), de façon à tester des effets de concomitance ou de découplage des réponses des différents sous-bassins.

A plus long terme, deux autres perspectives peuvent être mentionnées. L'une, plus méthodologique, concerne l'approfondissement du travail d'analyse de sensibilité sur les pluies ; l'autre porte sur des applications futures de J2000P.

Données de pluie

Le travail sur les pluies mériterait d'être approfondi. Actuellement, les données utilisées posent question (qualité, nombre et emplacement des pluviomètres actuels), comme les méthodes de spatialisation utilisées. La qualité de la mesure pourrait être améliorée en utilisant des données de pluie RADAR, voire en combinant ces données aux données de pluviomètres. Cela apporterait certainement beaucoup pour la simulation d'événements pluvieux intenses. Le simulateur SAMPO est également en cours de validation ([Chen, 2014](#)) et en amélioration constante ; de nouveaux jeux de pluie pourront être testés pour mieux évaluer la sensibilité de la réponse hydrologique à la variabilité de la pluie.

Autres applications

Par ailleurs, le modèle J2000P gagnerait à être appliqué à d'autres bassins afin de consolider sa validation. Dans le cadre du projet Rosenhy, une version simplifiée de J2000P (sans réseau d'assainissement unitaire ni spatialisation des taux d'infiltration) a été appliquée sur le bassin périurbain de la Chézine ([Gudefin, 2013](#)). Ce travail préliminaire mériterait d'être repris et amélioré, de façon à mettre en lumière les qualités et défauts de J2000P dans un contexte pédo-climatique radicalement différent de celui de l'Yzeron. L'application sur d'autres bassins versants périurbains est également envisageable. Enfin, le modèle pourrait également être utilisé pour des études d'impact du changement climatique sur les bassins périurbains. Cette application est néanmoins contrainte par la résolution spatiale et temporelle des données disponibles, beaucoup plus larges que celles pertinentes pour un bassin comme l'Yzeron. Une

solution alternative peut être de réaliser des tests de perturbation sur certaines variables atmosphériques en entrée du modèle (pluie, température par exemple).

Enfin, une perspective inépuisable est celle de l'amélioration du modèle J2000P, qui peut être envisagée à plusieurs niveaux.

Calcul de l'évapotranspiration

Nous avons vu que l'évapotranspiration réelle contribuait pour 70 % au bilan hydrique sur le bassin de l'Yzeron. L'estimation de l'évapotranspiration de référence et de l'évapotranspiration potentielle est une partie de la modélisation importante à consolider. Pour améliorer la représentation de l'influence de la végétation dans le modèle et le calcul de l'ETP, des chroniques de coefficients de culture et d'indices foliaires mensuelles variables interannuellement en fonction des conditions climatiques pourraient être utilisées à la place des valeurs fixes utilisées actuellement. Par ailleurs, l'utilisation d'un autre modèle plus centré sur le développement de la végétation à partir de bilans d'énergie permettrait peut-être d'avoir un autre ordre de grandeur de l'ETR produite sur le bassin.

Diversification des représentations de la gestion des eaux pluviales

Dans ce travail de thèse, nous n'avons considéré comme gestion des eaux pluviales que la connexion directe au réseau d'assainissement (hypothèse réseau unitaire) et la connexion au réseau hydrographique naturel (hypothèse réseau séparatif). La gestion des eaux pluviales est beaucoup plus variée, et la capacité du modèle à représenter d'autres techniques pourrait être améliorée en ajoutant notamment des modules de réservoirs ponctuels qui modéliseraient le ralentissement des écoulements par les retenues collinaires ou les bassins de rétention. Selon la taille du bassin modélisé, chaque retenue pourrait être représentée explicitement, ou la rétention de l'eau de plusieurs retenues pourrait être représentée par un seul réservoir dans la HRU considérée. Des paramétrisations pourraient également être mises en place pour représenter la rétention à la source (réinfiltration du ruissellement dans la HRU).

Diminution du pas de temps

Pour une analyse événementielle des processus hydrologiques en milieu périurbain, il serait nécessaire de diminuer le pas de temps, car les temps de réponse des petits bassins peuvent être inférieurs à l'heure. Cela impliquerait néanmoins de modifier la représentation de certains processus dans le modèle, comme par exemple l'infiltration dans le sol. Dans ce cas, les développements nécessaires risquent d'être lourds et de modifier la philosophie du modèle initial. De plus, à pas de temps fin, la représentation utilisée dans le module de routage simple de J2000P risque d'atteindre ses limites. Dans ce cas, un couplage avec un modèle hydraulique pourrait s'avérer nécessaire, notamment pour prendre en compte les phénomènes de mise en charge dans le réseau. Dans un contexte différent du contexte périurbain (crues sur le bassin de l'Ardèche), un couplage entre un modèle hydraulique 1D et un modèle développé dans JAMS a été mis en place (Adamovic, 2014) ; c'est donc techniquement réalisable.

Intégrer le changement d'occupation du sol dans la modélisation

Pour une analyse sur plusieurs décennies, il serait intéressant d'intégrer l'évolution de l'occupation du sol dans la modélisation. Sur le bassin de l'Yzeron, nous avons vu que l'urbanisation a beaucoup évolué des années 1970 à nos jours. Les évolutions à venir risquent d'être moins spectaculaires sur le bassin du point de vue de l'imperméabilisation mais si l'on souhaite mieux comprendre comment l'artificialisation des surfaces a influencé le régime hydrologique, il peut être intéressant de prendre en compte cette évolution en cours de modélisation. L'avantage serait de pouvoir comparer les résultats du modèle aux observations disponibles pendant toute la période (depuis 1969 sur la station de Craponne). La difficulté majeure réside dans la transition d'une carte d'occupation du sol à l'autre. Les cartes ne sont généralement produites d'une année à l'autre et entre deux décennies, il y a de nombreuses discontinuités qu'il ne sera pas forcément facile d'intégrer.

Automatisation du maillage vs. Expertise

La méthodologie de maillage choisie a été longue à mettre en application. En automatisant cette étape, l'utilisation du modèle J2000P serait facilitée et des HRU plus fines que les sous-bassins actuels pourraient être délimitées (par exemple en prenant en compte la géologie, la pédologie et l'occupation du sol). Cependant il serait plus difficile d'intégrer dans une procédure automatique l'expertise des gestionnaires sur le réseau notamment, ce qui pourrait induire localement des incohérences.

Annexes

Annexe A

Module SOD

A.1. CODE DU MODULE SOD

A chaque pas de temps le module calcule le volume d'eau présent dans le brin de réseau connecté à un brin de rivière et le compare au volume maximal. Ce volume maximal dépend de la longueur et de la largeur du brin ainsi que d'une hauteur seuil définie par l'utilisateur. Le module se décompose de la façon suivante :

- Description du module, déclaration des variables :

```
/*
 * SewerOverflowDevice.java
 * @author Sven Kralisch & Mériem Labbas & Christian Fischer
 */
package sewer;

import jams.data.*;
import jams.model.*;
import java.util.GregorianCalendar;

@JAMSComponentDescription(title = "DoubleTransfer",
author = "Sven Kralisch & Mériem Labbas & Christian Fischer",
description = "Component used for the simulation of an overflow device. It takes the different components
outflows"
+ "coming from a sewer reach(threshold test) and adds it to the receiving reach river.",
version = "1.0_0",
date = "2012-10-05")
public class SewerOverflowDevice extends JAMSComponent {

    /*
     * Component variables
     */
    @JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "sewer length",
unit = "m")
    public Attribute.Double length;
    @JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "sewer width",
unit = "m")
    public Attribute.Double width;
    @JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "SOD threshold",
unit = "m")
    public Attribute.Double threshold;
```

```
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "Coefficient discharge",
unit = "-")
public Attribute.Double dischCoeff;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "pipe width",
unit = "m")
public Attribute.Double pipeWidth;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "pipe height",
unit = "m")
public Attribute.Double pipeHeight;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "Target river reach")
public Attribute.Entity to_river;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "Target reach's receiving attributes")
public Attribute.String[] inNames;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READWRITE,
description = "Flow to be transferred to the SOD",
unit = "L")
public Attribute.Double[] inValues;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READWRITE,
description = "Actual flow inside the sewer or river reach",
unit = "L")
public Attribute.Double[] actValues;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.WRITE,
description = "outflow from the SOD",
unit = "L")
public Attribute.Double[] outValues;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "Current time step",
unit = "d")
public Attribute.Calendar time;
@JAMSVarDescription(access = JAMSVarDescription.AccessType.READ,
description = "time interval",
unit = "d")
public Attribute.TimeInterval ti;

private int seconds;
```

— Méthode d'initialisation : recherche du nombre de secondes d'un pas de temps

```
public void init() {

    if (ti.getTimeUnit() == GregorianCalendar.MINUTE) {
        seconds = 60*ti.getTimeUnitCount();
    } else if (ti.getTimeUnit() == GregorianCalendar.HOUR) {
        seconds = 3600*ti.getTimeUnitCount();
    } else if (ti.getTimeUnit() == GregorianCalendar.DAY_OF_YEAR) {
        seconds = 24*3600*ti.getTimeUnitCount();
    } else if (ti.getTimeUnit() == GregorianCalendar.MONTH) {
        seconds = time.getActualMaximum(GregorianCalendar.DAY_OF_MONTH)*24*3600*ti.
            getTimeUnitCount();
    }
}
```

— Méthode principale : calculs

```
public void run() throws Attribute.Entity.NoSuchAttributeException {
```

— Le calcul a lieu uniquement si un brin de sewer est connecté à un SOD (variable to_river) :

```

if (to_river.getValue() == null) {
    return;
}

```

- Calcul du volume total au sein du brin de sewer (inValues+actValues) :

```

double volume = 0;
double[] frac = new double[inValues.length];

for (int i = 0; i < inValues.length; i++) {
    volume = volume + inValues[i].getValue();
}
for (int i = 0; i < actValues.length; i++) {
    volume = volume + actValues[i].getValue();
}

```

- Calcul de la fraction de chaque composante du débit au sein du brin de sewer :

```

for (int i = 0; i < inValues.length; i++) {
    if (volume > 0) {
        frac[i] = (inValues[i].getValue() + actValues[i].getValue()) / volume;
    }
}

```

- Calcul du volume d'eau maximal pouvant remplir le brin de sewer, en fonction de la hauteur seuil du brin ou threshold. La paramétrisation de ces valeurs peut se faire de manière globale (au sein du modèle) ou distribuée (dans le fichier sewer.dat).

```

double maxVolume = threshold.getValue() * length.getValue() * width.getValue() * 1000; //in L
double diffVolume = 0, height = 0, q = 0;
double overflowComp = 0;
double g = 9.80665; //gravitationnal constant

```

- Comparaison du volume maximal potentiel pouvant remplir le brin de sewer et le volume actuel du brin afin de savoir si un déversement peut se produire. Le SOD peut se modéliser de deux manières différentes. La première consiste à assimiler le SOD à un seuil au delà duquel l'eau est déversée dans la rivière. La seconde prend en compte le fait que l'eau qui se déverse au-dessus du seuil est conduite à la rivière par un tuyau de largeur et de hauteur paramétrable. Sonja Jankowsky dans sa thèse (voir p.95) a déjà utilisé ces équations (Poleni; Carlier, 1972; Sogreah and Insavalor, 2005). Comme dans le modèle hydraulique MAGE (Faure, 2007), le coefficient de décharge est considéré comme constant et identique pour les deux équations (calcul du débit dans un tuyau non rempli et rempli).

```

// overflow is happening?
if (volume - maxVolume > 0) {
    diffVolume = volume - maxVolume; //in L
    height = (diffVolume / 1000) / (length.getValue() * width.getValue()); //in m
}

```

1. Première méthode :

```
q = diffVolume;
```

2. Deuxième méthode :

```

if (height <= pipeHeight.getValue()) {
    q = dischCoeff.getValue() * pipeWidth.getValue() * height * Math.sqrt(2 * g * height)
        * seconds * 1000;
// getModel().getRuntime().println("");
// getModel().getRuntime().println("x");
} else {

```

```
        q = dischCoeff.getValue() * pipeWidth.getValue() * pipeHeight.getValue() * Math.sqrt
            (2 * g * height) * seconds * 1000;
// getModel().getRuntime().println("y");
    }
    q = Math.min(q, diffVolume);
```

- Calcul des composantes du débit total à partir des fractions calculées initialement. Hypothèses faites : ces fractions sont identiques au début et à la fin du calcul du déversement et se conservent entre le brin de sewer et le brin de rivière. Au sein de la rivière, les débits sortant du SOD sont ensuite additionnés aux débits entrants provenant de HRU adjacente et brins amonts pour être routés.

```
    for (int i = 0; i < inValues.length; i++) {
// The overflow of the SOD is limited by its pipe diameter
        overflowComp = frac[i] * q;

        inValues[i].setValue(inValues[i].getValue() - overflowComp);
        to_river.setDouble(inNames[i].getValue(), overflowComp + to_river.getDouble(inNames[i].
            getValue()));
        outValues[i].setValue(overflowComp);
    }
} else
{
    for (int i = 0; i < inValues.length; i++) {
        outValues[i].setValue(overflowComp);
    }
}
}
```

A.2. VERSIONS DU MODULE DO

A.2.1. Principes

Deux problèmes sont apparus lors de l'implémentation de ce module au fur et à mesure de la réflexion :

1. dans la réalité, le routage de l'eau et le déversement se produisent en même temps. Or, numériquement, il est impossible de coder des processus simultanés. Il faut donc fixer l'ordre des processus effectués par le module SOD et le module de routage,
2. conceptuellement, il semble plus logique de caractériser un DO par une hauteur d'eau seuil. Ainsi, en comparant la hauteur d'eau dans le tronçon à cette hauteur seuil il est possible de déterminer s'il y a un déversement et en quelle quantité. La question qui s'est posée est : comment estimer la hauteur d'eau du tronçon alors que tous les calculs dans le modèle sont basés sur des volumes ?

Suite à ces questionnements, quatre versions différentes du module SOD ont été implémentées. L'idée commune à toutes les versions est qu'à chaque pas de temps une hauteur d'eau dans le tronçon de réseau connecté à un brin de rivière par un DO est calculée et comparée à une hauteur seuil c définie par l'utilisateur.

Les deux premières versions se basent sur une hauteur d'eau « géométrique », c'est-à-dire égale au volume d'eau présent dans le tronçon divisé par sa section longitudinale. Cependant, cette hauteur n'a pas de sens physique car elle se calcule à partir d'un volume d'eau horaire et non instantané. Les deux dernières versions se basent sur une hauteur d'eau hydraulique dite « hauteur normale », $h_i^n(t)$, qui se déduit du calcul de la vitesse d'écoulement dans le réseau :

$$h_i^n(t) = \frac{V_{i,tot}(t)}{L_i^t \cdot v_i(t) \cdot seconds} \quad (\text{A.1})$$

avec $V_{i,tot}(t)$ (m^3) le volume total d'eau dans le tronçon, L_i^t (m) la largeur du tronçon i et $v_i(t)$ ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) sa vitesse d'écoulement (voir équations de routage dans la section 2.32.4.8.c).

Dans la première version, la hauteur géométrique calculée à partir du volume total (volume entrant+volume présent dans le tronçon) avant le routage est comparée à la hauteur seuil c . Si elle lui est supérieure, le surplus est directement versé dans le brin connecté.

Dans les versions 1 à 3, le DO est assimilé à un tuyau. Les équations de calcul du volume déversé sont équivalentes à celles du module TSDO du modèle PUMMA (Jankowfsky, 2011) qui se base sur les équations de Carlier (1972) et SOGREAH et INSAVALOR (2005). Le tuyau est caractérisé par une largeur et une hauteur paramétrées par l'utilisateur. Comme dans le modèle hydraulique MAGE (Faure, 2007), le coefficient de décharge est considéré comme constant et identique pour les deux équations (calcul du débit dans un tuyau non rempli et rempli). En théorie, le volume $V_i(t)$ (L) déversé par le tuyau est égal à :

$$V_i(t) = \begin{cases} \mu L(T - c)h_i(t)\sqrt{2gh_i(t)} * seconds * 1000 & \text{si } 0 < h_i(t) < T - c \\ \mu L(T - c)\sqrt{2gh_i(t)} * seconds * 1000 & \text{sinon} \end{cases} \quad (\text{A.2})$$

avec $h_i(t)$ (m) la hauteur d'eau dans le tronçon au-dessus du seuil, L (m) la largeur et $T - c$ (m) la hauteur du tuyau reliant le réseau à la rivière, g (m s^{-2}) la constante gravitationnelle, μ (-) un coefficient de décharge et $seconds$ (s) le nombre de secondes dans un pas de temps. Le volume déversé étant limité par le volume d'eau disponible (ce que les équations précédentes ne prennent pas en considération), il est nécessaire d'introduire une dernière condition :

$$V_{i,overflow}(t) = \min(V_i(t), V_{ex}(t)) \quad (\text{A.3})$$

avec $V_{ex}(t)$ le volume excédentaire du tronçon, c'est-à-dire le volume total dans le tronçon au début du pas de temps moins le volume maximal égal à $L_i^t \cdot l_i^t \cdot c$ (avec l_i^t la longueur du tronçon i).

Parce que les calculs numériques ne peuvent pas se faire en même temps, le routage et le déversement ne sont pas instantanés dans le monde de la modélisation. La hauteur d'eau dans le tronçon va donc dépendre du moment où elle est calculée :

- dans la première version du module SOD, la hauteur d'eau géométrique est calculée avant le routage dans le brin,

- dans la seconde version, la hauteur géométrique calculée à la fin du routage du pas de temps précédent est comparée à la hauteur seuil,
- dans la troisième version, la hauteur normale est calculée après l'ajout du volume entrant,
- dans la quatrième version, on suppose que la hauteur normale suit une loi linéaire entre la hauteur normale h_0 à l'instant t^- (ou t_0) calculée à partir de la vitesse d'écoulement avant l'ajout du volume entrant et la hauteur normale h_{max} à l'instant t^+ (ou t_1) calculée après l'ajout du volume entrant (Figure A.1). La hauteur normale h_{max} est une hauteur « fictive » ; elle peut être vue comme la hauteur maximale dans le brin avant routage sans déversement.

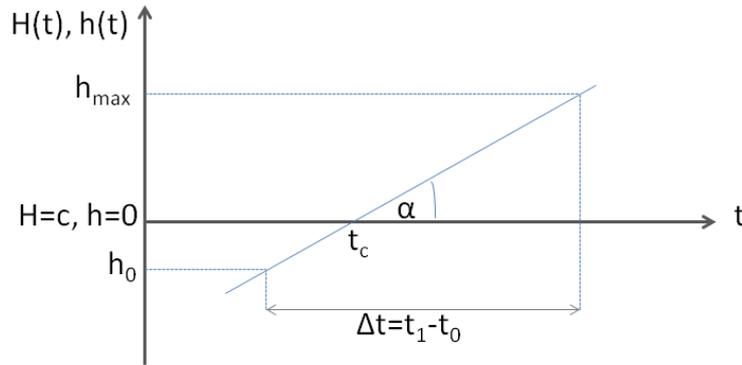


Figure A.1 – Interpolation linéaire entre la hauteur normale h_0 à l'instant t_0 et la hauteur normale fictive maximale h_{max} à l'instant t_1 . $H(t) = h(t) + c$

En supposant que $h(t)$ est une fonction linéaire du temps :

$$h(t) = \alpha(t_1 - t_0) + h_0 \quad (\text{A.4})$$

$$\alpha = \frac{h_{max} - h_0}{\Delta t} \quad (\text{A.5})$$

$$dh = \alpha dt \quad (\text{A.6})$$

Si $0 < h_{max} \leq T - c$:

$$V_i(t) = \mu L \sqrt{2g} * seconds * 1000 \int_{t_c}^{t_1} h(t) \sqrt{h(t)} dt \quad (\text{A.7})$$

$$V_i(t) = \mu L \sqrt{2g} * seconds * 1000 \int_0^{h_{max}} h(t) \sqrt{h(t)} \frac{dh}{\alpha} \quad (\text{A.8})$$

$$V_i(t) = \frac{2}{5\alpha} \mu L \sqrt{2g} * seconds * 1000 * h_{max}^{5/2} \quad (\text{A.9})$$

Si $h_{max} > T - c$:

$$V_i(t) = \mu L \sqrt{2g} * seconds * 1000 \left[\int_{t_c}^{t_{T-c}} h(t) \sqrt{h(t)} dt + (T - c) \int_{t_{T-c}}^{t_1} \sqrt{h(t)} dt \right] \quad (A.10)$$

$$V_i(t) = \frac{\mu}{\alpha} L \sqrt{2g} * seconds * 1000 * \left[\frac{2}{5} (T - c)^{5/2} + \frac{2}{3} (T - c) (h_{max}^{3/2} - (T - c)^{3/2}) \right] \quad (A.11)$$

Et pour finir :

$$V_{i,overflow}(t) = \min(V_i(t), V_{ex}(t)) \quad (A.12)$$

La Figure A.2 récapitule le fonctionnement des quatre versions.

Figure A.2 – Récapitulatif des différentes versions du module SOD

Version	Schéma	Processus décrits dans le module SOD au pas de temps t
1		<ol style="list-style-type: none"> Chaque tronçon reçoit de l'eau du brin précédent et possiblement d'une HRU connectée au tronçon. Les volumes entrants s'additionnent au volume déjà présent dans le tronçon (qui n'a pas été routé au pas de temps $t-1$). Calcul de la hauteur géométrique : $h_i(t) = \frac{V_{i,tot}(t)}{l_i^t \times L_i^t} \quad \text{avec} \quad V_{i,tot}(t) = V_{i,act}(t) + V_{i,in}(t)$ Si $h_i(t) > c$, le volume en surplus est déversé directement dans la rivière. Routage de l'eau restante au tronçon suivant.
2		<ol style="list-style-type: none"> Calcul de la hauteur géométrique avant réception des flux amont : $h_i(t) = \frac{V_{i,act}(t)}{l_i^t \times L_i^t}$ Si $h_i(t) > c$, le volume en surplus est déversé dans la rivière selon les équations du tuyau : $Q_i(t) = \begin{cases} \mu \cdot L_i^t \cdot h_i(t) \cdot \sqrt{2g \cdot h_i(t)} & \text{si } 0 < h_i(t) \leq T - c \\ \mu \cdot L_i^t \cdot (T - c) \cdot \sqrt{2g \cdot h_i(t)} & \text{sinon} \end{cases}$ Ajout du volume entrant au volume restant après déversement dans le brin de rivière Routage
3		<ol style="list-style-type: none"> Calcul de la hauteur normale avant réception des flux amont : $h_i(t) = \frac{V_{i,act}(t)}{L_i^t \times v_i(t)}$ Si $h_i(t) > c$, le volume en surplus est déversé dans la rivière selon les équations du tuyau Ajout du volume entrant au volume restant après déversement dans le brin de rivière Routage
4		<ol style="list-style-type: none"> Calcul de la hauteur normale initiale $h_0(t)$ avant réception des flux amont Calcul de la hauteur normale maximale $h_{max}(t)$ (hauteur normale calculée à partir des volumes entrants et restants) Interpolation linéaire entre les deux hauteurs pendant Δt Déversement pour $h(t) > c$ selon les équations du tuyau Ajout du volume entrant au volume restant après déversement Routage

Annexe B

Tests de vérification

B.1. VÉRIFICATION DE L'AJOUT DU DOUBLE RÉSEAU

Pour tester l'ajout d'un nouveau réseau, le modèle DoubleRiver a été créé (Figure B.1). Ce modèle est constitué de deux réseaux dont le fonctionnement est simulé par les boucles spatiales *ReachLoop* et *ReachbisLoop*. Chaque réseau est alimenté via une HRU fictive (*connector*) qui récupère des données d'entrée définies par l'utilisateur (*inValues*) pour chaque réseau et les transfère indépendamment aux deux brins les plus en amont. Le routage de l'eau s'effectue ensuite dans l'ensemble des brins de chaque réseau, et ce jusqu'aux deux exutoires.

Le modèle test est constitué de deux réseaux de cinq brins chacun. Tous les brins sont caractérisés par la même longueur, largeur et rugosité. Seuls les deux brins amont reçoivent de l'eau en entrée. Les données d'entrée sont constituées de quatre flux : $inRD1(t)$, $inRD2(t)$, $inRG1(t)$ et $inRG2(t)$. Le premier test correspond à un signal d'entrée créneau pour $inRD1$ uniquement (Figures B.2a, B.2c et B.2e). Le second test correspond à un signal créneau de même amplitude pour l'ensemble des quatre flux (Figures B.2b, B.2d et B.2f). Pour le test 1, le débit en sortie de chacune des rivières est égal à $inRD1(t)$. Pour le test 2, le débit en sortie de chacune des rivières est égal à $inRD1(t) + inRD2(t) + inRG1(t) + inRG2(t) = 4 \cdot inRD1(t)$. Le modèle est donc correct : il n'y a pas de perte ou de création d'eau et la dynamique est bien respectée.

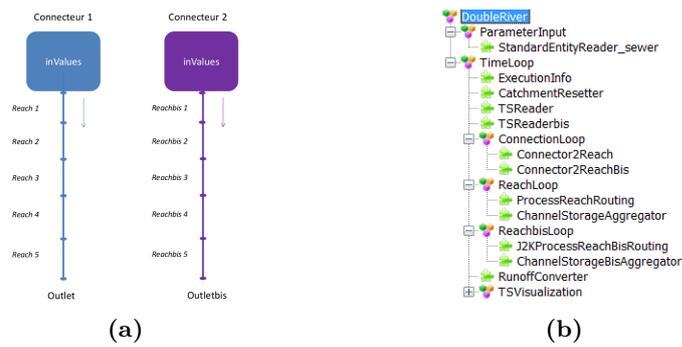
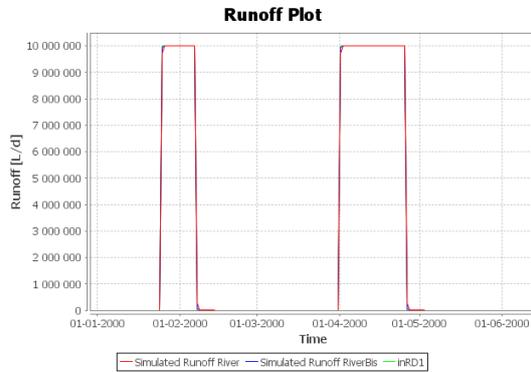
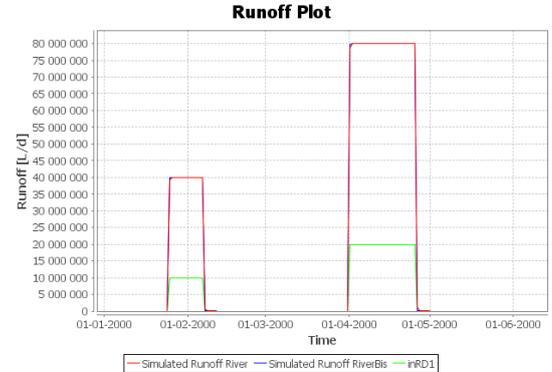


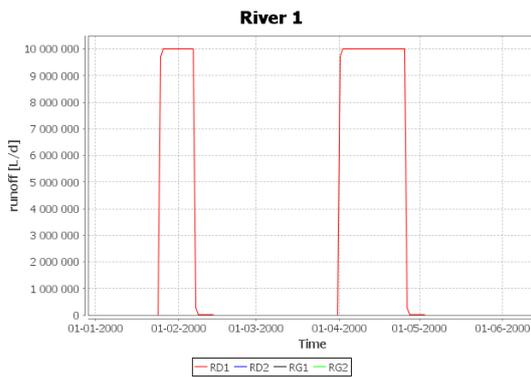
Figure B.1 – Modèle DoubleRiver : (a) Schéma représentatif du modèle, (b) Architecture du modèle dans JAMS



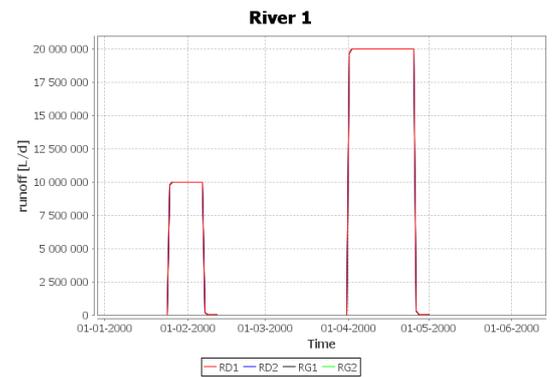
(a) Test 1 : flux en entrée $inRD1(t)$ et débits à l'exutoire des deux réseaux



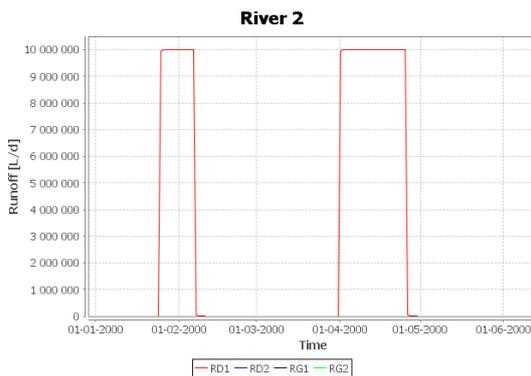
(b) Test 2 : flux en entrée $inRD1(t)$ (les flux $inRD2(t)$, $inRG1(t)$ et $inRG2(t)$ sont égaux à $inRD1(t)$) et débits à l'exutoire des deux réseaux



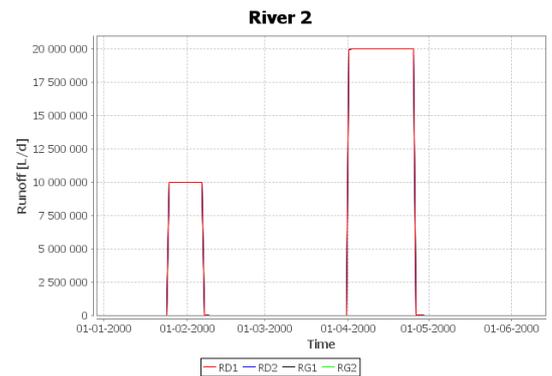
(c) Test1 : débit à l'exutoire du réseau 1



(d) Test 2 : débit à l'exutoire du réseau 1



(e) Test 1 : débit à l'exutoire du réseau 2



(f) Test 2 : débit à l'exutoire du réseau 2

Figure B.2 – Résultats de simulation du test 1 ((a), (c), (e)) et du test 2 ((b), (d), (f)) du modèle *DoubleRiver*

B.2. VÉRIFICATION DU FONCTIONNEMENT DU MODULE DO

B.2.1. Test sur un cas fictif

Pour tester le fonctionnement des différentes versions du module *SewerOverflowDevice*, le modèle *DoubleRiver_SOD* a été utilisé (Figures B.3a et B.3b). Il est constitué de deux réseaux reliés par un DO. Le réseau d'assainissement est constitué d'un tronçon et le réseau hydrographique d'un brin. Le tronçon est connecté au brin via un DO. Le paramètre to_{river} dans le fichier *sewer.par* est égal à l'identifiant du brin de rivière. Dans le test présenté, seul le tronçon reçoit de l'eau en entrée, sous la forme d'un signal créneau. Les quatre versions fonctionnent puisque le bilan hydrique simulé est correct (volumes entrants = volumes sortants).

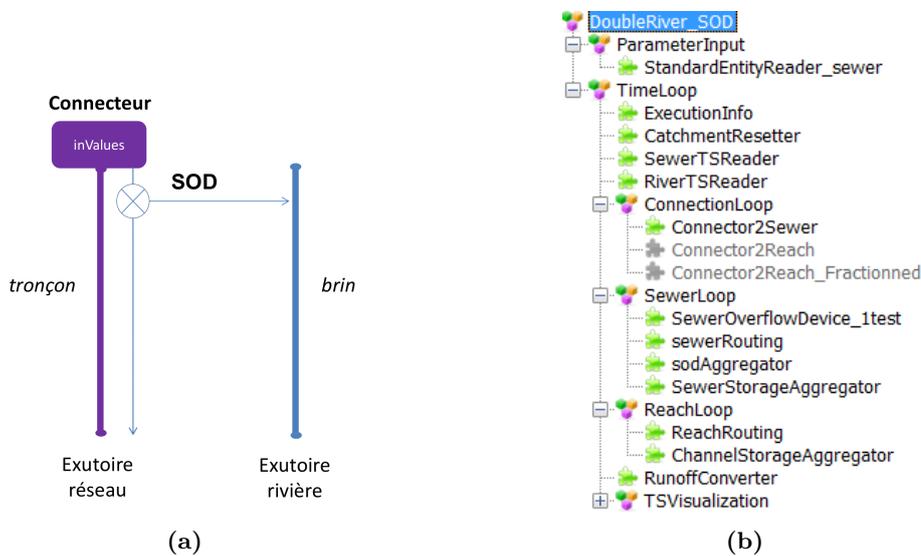


Figure B.3 – Modèle *DoubleRiver_SOD* : (a) schéma représentatif du modèle, (b) Architecture du modèle dans JAMS

Les quatre versions du SOD diffèrent par la quantité d'eau entrante nécessaire au déversement. Le tronçon dans la version 2 nécessite 100 fois plus d'eau pour déverser que le tronçon dans la version 1. Dans les versions 3 et 4, il faut 1 000 fois plus d'eau pour déverser. La version 3 du module, du fait de la prise en compte du déversement avant le routage, simule un débit triangulaire, non physique. Il ne semble donc pas approprié de l'utiliser par la suite. La première version est celle qui a été choisie.

B.2.2. Test sur un cas réel

Pour tester le module *SewerOverflowDevice* (version 1) sur un cas réel, le DO de Grézieu, présenté au chapitre 3 (Figure 3.11), a été modélisé. Ce DO est également présenté plus en détail dans la thèse de Jankowfsky (2011, p.190), qui l'a intégré dans sa modélisation PUMMA. Le système réel est constitué d'une chambre connectée à deux collecteurs entrants, un collecteur sortant et une surverse (Figure B.5). Le collecteur de surverse rejette l'eau en surplus dans la Chaudanne. L'ensemble est modélisé de façon plus simplifiée par un tronçon de réseau relié à

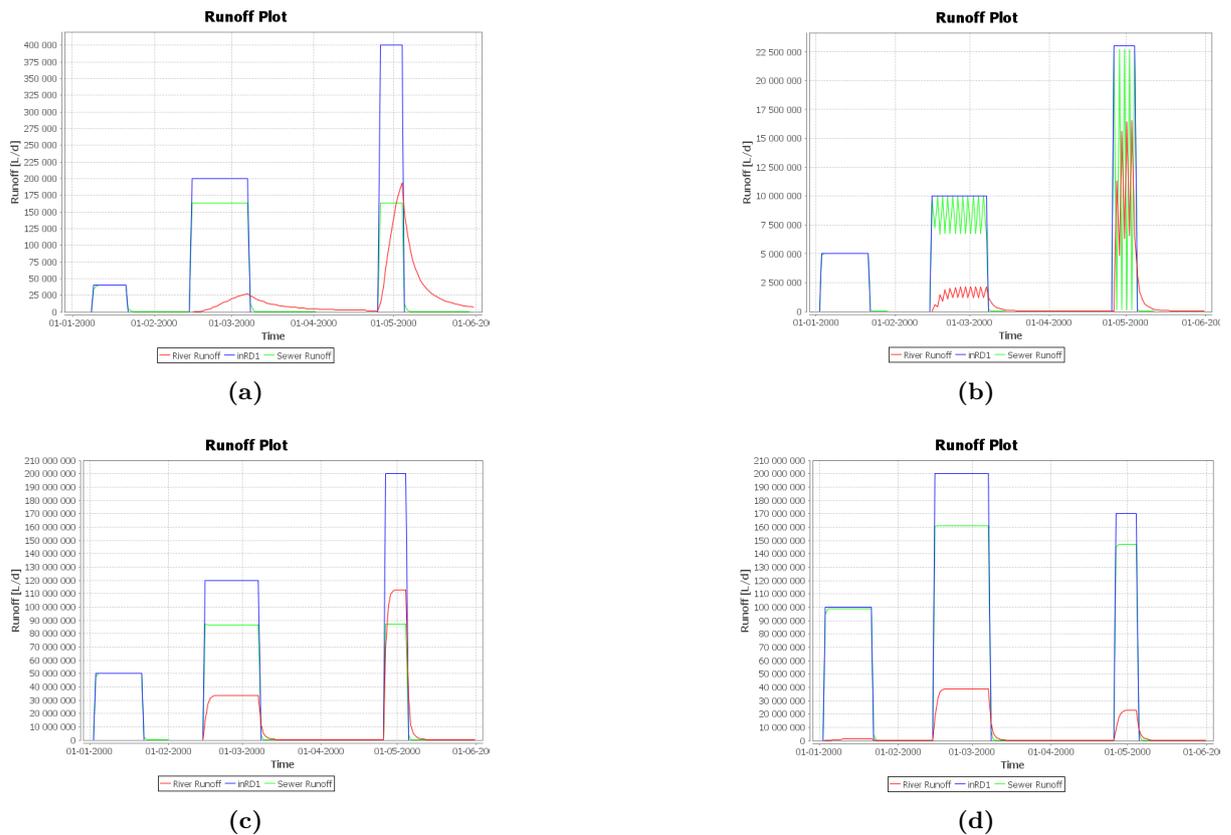


Figure B.4 – Résultats de simulation du modèle *DoubleRiver_SOD*

un brin de rivière par un DO. La donnée injectée en entrée du tronçon est la somme des débits mesurés en sortie du DO et dans le réseau. Les débits instantanés mesurés sont convertis en volumes horaires (L/h).

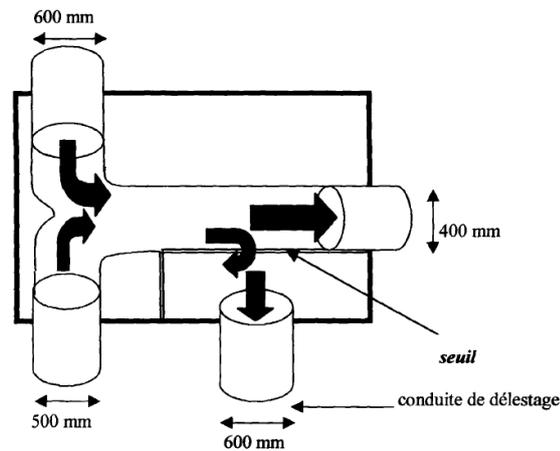


Figure B.5 – Schéma du DO6 suivi par Irstea sur le site de Pont de la Barge (Source : Gourdol, 2000). La surverse rejoint la rivière de la Chaudanne.

Le tronçon a une longueur de 500 m qui correspond à la longueur entre le DO et la confluence suivante. Les autres paramètres ont été repris de [Jankowfsky \(2011\)](#) : la pente est égale à 0,017 m/m, le coefficient de Manning-Strickler à 0,77 et la hauteur seuil à 15 cm. Le diamètre circulaire du collecteur est de 600 mm. Cela correspond à une largeur de 1 m pour un collecteur de type rectangulaire¹. La période de simulation va du 02/08/2006 09 :00 au 08/12/2008 04 :00.

Avec ces paramètres, les résultats obtenus sont présentés sur la Figure B.6. La dynamique est bien représentée mais les volumes déversés simulés sont supérieurs à ceux observés. Sur la chronique observée, le volume total est de $1,49\text{E}+07$ L, le volume horaire moyen est de $7,24\text{E}+02$ L, le volume horaire maximal est de $7,25\text{E}+05$ L et le pourcentage de temps sans déversement est de 97,4 %. L'erreur en volume, qui correspond au volume simulé moins le volume observé est de $1,28\text{E}+08$ L, ce qui est très important (biais de 854 %). Sur la chronique simulée, le volume horaire moyen est de $6,91\text{E}+03$ L (soit 10 fois plus que le volume moyen observé), le volume horaire maximal est de $9,84\text{E}+05$ L (ce qui est légèrement supérieur au volume maximal observé) et le pourcentage de temps sans déversement est de 60,6 %. Les déversements simulés sont donc bien plus importants que les déversements observés.

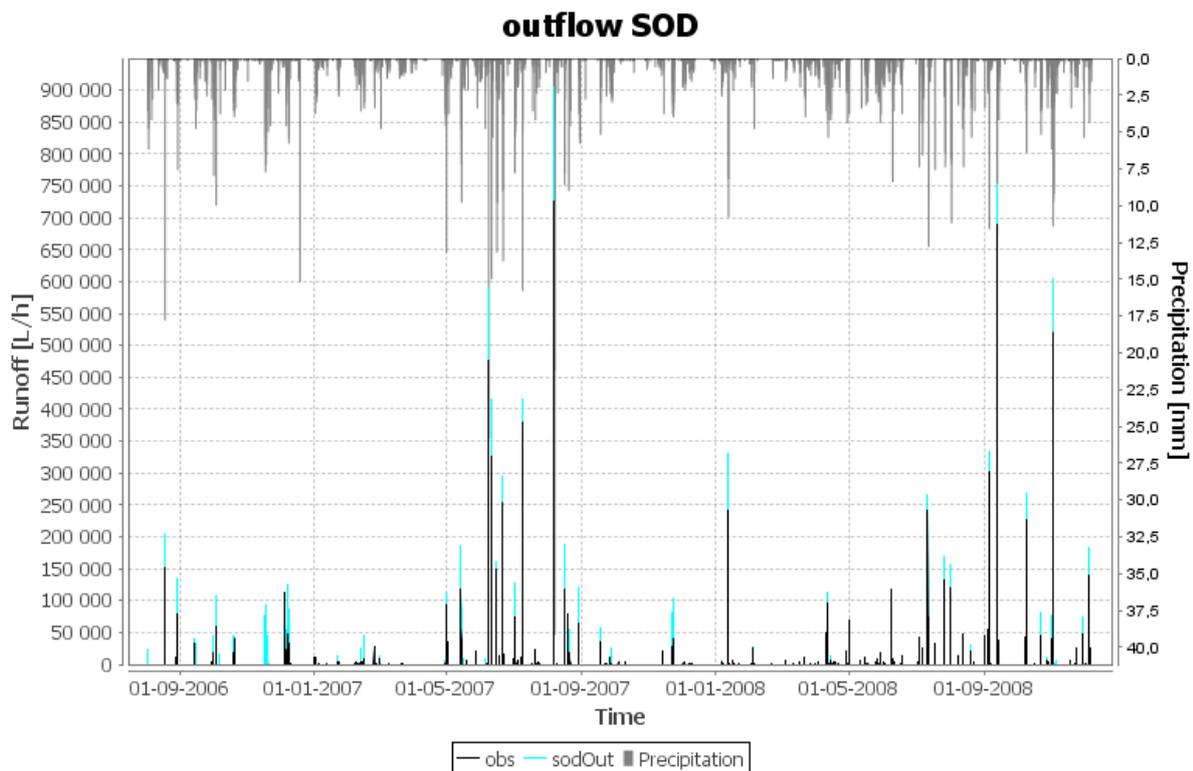


Figure B.6 – Résultats de simulation. La pluie est celle mesurée par le pluviomètre à Grézieu.

1. En considérant un collecteur rectangulaire de largeur c et un collecteur circulaire de diamètre r , on cherche c tel que $c^2 = \Pi r^2$. Si $r=0,6$ m alors $c=1,06$ m

Tableau B.1 – Résultats de l'analyse de sensibilité à certains paramètres. Les volumes sont donnés en L. AVE= Average Volume Error (Erreur en volume). Biais = (sim-obs)/obs

Sensibilité	seuil	rugosité	longueur	slope	V_{moy}	V_{max}	%of Q=0	AVE	Biais
Seuil	15	77	500	1,7	6,91E+03	9,84E+05	60,6	1,28E+08	854
	30	77	500	1,7	2,39E+03	9,58E+05	93,5	3,43E+07	230
	60	77	500	1,7	1,20E+03	9,05E+05	98,2	9,71E+06	65
Longueur	60	77	250	1,7	2,34E+03	9,57E+05	93,8	3,33E+07	223
	60	77	500	1,7	1,20E+03	9,05E+05	98,2	9,71E+06	65
	60	77	1000	1,7	3,84E+02	8,00E+05	99,7	-7,02E+06	-47
Rugosité	60	77	500	1,7	1,20E+03	9,05E+05	98,2	9,71E+06	65
	60	100	500	1,7	9,23E+02	9,04E+05	98,9	4,10E+06	27
	60	120	500	1,7	9,21E+02	9,04E+05	98,8	4,05E+06	27
Pente	60	77	500	0,1	9,63E+02	9,06E+05	98,8	4,92E+06	33
	60	77	500	1	9,31E+02	9,05E+05	98,9	4,27E+06	29
	60	77	500	1,7	1,20E+03	9,05E+05	98,2	9,71E+06	65

Une analyse de sensibilité sur les paramètres de hauteur seuil, longueur de tronçon, rugosité et pente du tronçon de réseau a été réalisée. Le calcul du volume déversé dépend direction de la hauteur seuil et de la longueur du tronçon (voir équation 2.54). La rugosité et la pente influencent la quantité d'eau routée. Les critères de sensibilité choisis sont le volume horaire moyen déversé (L), le volume horaire maximal déversé (L), le pourcentage de pas de temps sans déversement (%), l'erreur sur le volume (L) et le biais (%). Les différents tests sont récapitulés dans le Tableau B.1. Dans la majorité des cas, la quantité d'eau déversée simulée est toujours plus importante que la quantité d'eau déversée observée. Les nombres de déversements simulés et observés sont à peu près identiques. Vu les équations du module de DO, les paramètre les plus sensibles sont la hauteur seuil et la longueur. Pour une hauteur seuil très faible, le biais est très important, il y a beaucoup trop de volume déversé. La rugosité et la pente influencent beaucoup moins les déversements.

Annexe C

Présentation des données de pluie

PRÉCIPITATIONS SAFRAN

SAFRAN peut s'utiliser en temps différé (ce qui est le cas dans le cadre de la thèse) ou en temps réel (Le Moigne, 2002). Pour une application en temps différé, SAFRAN s'appuie sur des observations de surface (température, humidité relative, vitesse du vent, nébulosité) disponibles au pas de temps de 6 heures dans la Base de Données Climatologiques (BDClim) et sur des observations de précipitations journalières provenant de la BDClim (1200 postes) et du Réseau Climatologique d'Etat (2900 postes). Pour calculer les valeurs des variables climatiques sur chaque zone, SAFRAN s'appuie également sur des ébauches issues d'analyses du modèle atmosphérique ARPEGE (Deque *et al.*, 1994) ou de ré-analyses du Centre Européen pour la Prévision Météorologique à Moyen Terme (CEPMMT).

SAFRAN a été initialement développé par le Centre d'Étude de la Neige (Météo-France) pour fournir des forçages atmosphériques en zones montagneuses dans le cadre de prévisions opérationnelles du risque d'avalanches (Durand *et al.*, 1993). Il a ensuite été étendu à toute la France et adapté pour pouvoir alimenter des modèles de surface à base physique nécessitant différents forçages atmosphériques en entrée (Le Moigne, 2002). Il existe deux versions de SAFRAN. La version SAFRAN/Alpes fournit une analyse dans les zones correspondant aux massifs utilisés pour la prévision d'avalanches. Dans la version SAFRAN/France, les zones d'analyse correspondent aux zones SYMPOSIUM utilisées pour la prévision météorologique à courte échéance (615 zones de surface moyenne 800 km²) (Quintana-Segui *et al.*, 2008). Les six étapes de la réanalyse SAFRAN de Vidal *et al.* (2010) sont (Figure C.1) : 1) contrôle de la qualité des observations, 2) calcul des profils verticaux de température, humidité, vitesse du vent et nébulosité au pas de temps de 6 heures par **interpolation optimale** en s'appuyant sur des observations et des ébauches (Figure C.2), 3) estimation du cumul journalier de précipitations par tranche de 300 mètres d'altitude en se basant sur des observations journalières et une ébauche constituée par un champ climatologique constant, 4) **interpolation temporelle** des variables atmosphériques au pas de temps horaire. Pour les précipitations, la répartition est réalisée en fonction de la répartition d'humidité relative de l'air au pas de temps de 6 heures. La partition pluie/neige est déterminée en fonction de l'isotherme horaire 0,5 °C. Pour les autres variables, l'interpolation est réalisée à partir des profils verticaux au pas de temps 6 heures sans contraintes sur le

cycle diurne, 5) calcul du rayonnement visible et infrarouge à partir d'un modèle radiatif utilisant en entrée les paramètres analysés horaires (nébulosité, température, humidité, vent), 6) *interpolation spatiale* des données sur une grille de $8 \times 8 \text{ km}^2$ (Figure C.3).

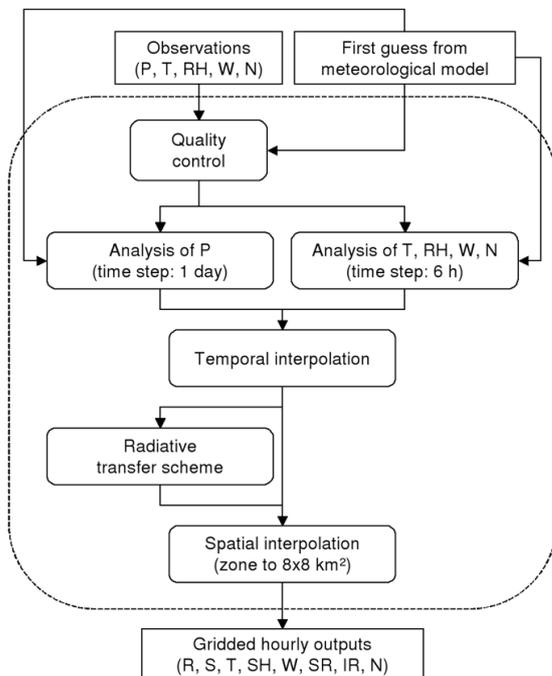


Figure C.1 – Les différentes étapes de l’analyse SAFRAN (Source : Vidal *et al.*, 2010)

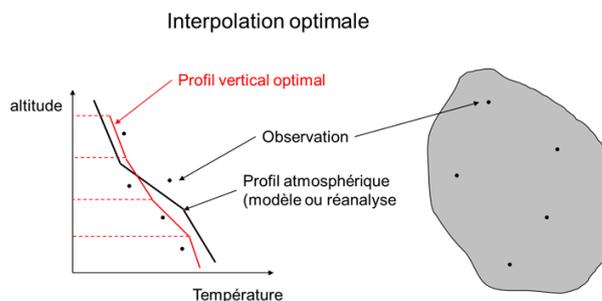


Figure C.2 – Schéma de l’interpolation optimale réalisée par SAFRAN

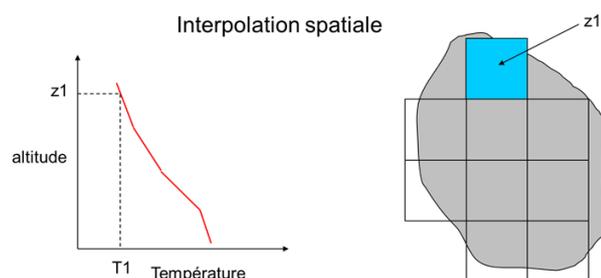


Figure C.3 – Schéma de l'interpolation spatiale réalisée par SAFRAN

PRÉCIPITATIONS DUO

Un nouveau système d'analyse appelé SPAZM (SPAtialisation en Zones de Montagne) a été développé par EDF-DTG et le LTHE afin de corriger le déficit de précipitations en zone montagneuse de SAFRAN (Gottardi *et al.*, 2012). SPAZM produit au pas de temps journalier et sur une grille kilométrique des estimations de précipitations et températures sur l'ensemble des massifs montagneux français. L'analyse s'appuie sur des ébauches climatologiques construites à partir d'observations journalières passées pour différents types de temps. Ces ébauches sont spatialisées et modulées en fonction des observations des réseaux de mesure Météo-France et EDF. Lafaysse *et al.* (2011) ont montré que sur le bassin de la Durance (3580 km²) la moyenne interannuelle des précipitations SAFRAN calculée sur la période 1980-2006 était 10 à 20 % plus faible que celles calculées à partir de deux versions différentes de la pluie SPAZM. En augmentant de 10 % la pluie SAFRAN, ils ont pu améliorer nettement les résultats de modélisation avec le modèle ISBA-Durance.

Sur le bassin de la Durance et sur la période 1980-2009, Magand (2014) a trouvé un cumul de précipitation annuel calculé avec DuO supérieur de 12,1% à celui calculé avec SAFRAN. Le cumul DuO est, par construction, identique à celui de SPAZM. La différence est plus marquée en hiver (+20,3%), période pendant laquelle les précipitations solides sont prépondérantes. Le nombre de jours sans pluie est également différent : il y a 24% de jours sans pluie avec SAFRAN contre 17% avec DuO. Cette différence est due à une correction réalisée dans la méthode Duo pendant les mois où le cumul mensuel de SAFRAN est nul et celui de SPAZM ne l'est pas.

Le bassin de l'Yzeron, beaucoup plus petit et moins montagneux que le bassin de la Durance, ne connaît pas souvent de précipitations neigeuses. La sous-estimation des pluies SAFRAN révélée par les études mentionnées ci-dessus ne devrait donc pas apparaître dans ce cas-là.

PRÉCIPITATIONS SAMPO

Méthodologie

La méthode s'appuie sur des outils de la géostatistique et prend en compte cinq caractéristiques de la pluie : la pluie se déploie dans le temps et dans l'espace, elle se cumule au sol

au cours du temps, elle est intermittente, elle est parfois associée à une advection perceptible (vent), sa distribution est asymétrique droite (présence occasionnelle de valeurs fortes).

Le principe de base est le suivant : les pluies ponctuelles mesurées sur un territoire homogène peuvent être décrites comme une alternance temporelle d'un nombre fixé de types de pluie statistiquement homogènes (Leblois et Jeanpierre, 2011). Chaque type de pluie est décrit par la structure spatiale et temporelle de ses pluies non-nulles ainsi que par la structure spatiale et l'espérance de son indicatrice de pluie. L'indicatrice décrit l'intermittence spatiale de la pluie (valeur 0 si le temps est sec sur un pluviomètre, 1 sinon).

La variabilité des pluies est telle qu'il est impossible de reconstruire les champs de pluie passés de manière précise. La pluie étant considérée comme un phénomène aléatoire connu en certains points, de multiples reconstructions des champs de pluie sont possibles. Chaque simulation peut être considérée comme une réalisation. Toutes les réalisations ou simulations sont équiprobables et la variabilité inter-réalisation correspond à l'incertitude sur les pluies.

La méthodologie suivie pour reconstruire des champs de pluies passées peut se décomposer en trois étapes :

1. **Analyse des données pluviométriques à chaque pas de temps** : Sur la période d'observation choisie, les données pluviométriques sont agrégées à un certain pas de temps (par exemple horaire ou journalier). A chacun de ces pas de temps, des statistiques sur les données sont calculées : la moyenne des pluies non nulles (PNN), le coefficient de variation des pluies non nulles, l'indicatrice et l'indice de Geary (Geary, 1954). Ces descripteurs caractérisent la structure ponctuelle de la pluie et la corrélation spatiale entre les pluies mesurées. Le coefficient de Geary est assimilable à un coefficient de corrélation, modulé par la distance : il est important si le champ est très variable à faible distance ; il est plus faible si les variations se produisent sur des grandes distances.
2. **Identification des types de pluie** : Sur la base de ces descripteurs, une classification en N types de pluies non nulles est établie selon la méthode de Kohonen (2001). Le choix du nombre N de classes de pluies doit être fixé au préalable. Par rapport à d'autres méthodes de classification telles que la méthode des *k-means* ou la méthode de classification ascendante hiérarchique (CAH), cet algorithme organise les différents types identifiés dans un espace de représentation prédéfini dans lequel la priorité est donnée à la ressemblance entre classes voisines (Bennani, 2006). La classification s'apparente à une discrétisation de l'espace des pluies observées plutôt qu'à la définition d'une typologie opposant des types qualitativement différents. Les classes obtenues sont homogènes et distinctes et chaque classe diffère par ses propriétés statistiques (moyenne et écart-type des descripteurs pour cette classe) (Leblois et Creutin, 2013).

Chaque type de pluie peut être décrit par les quatre variogrammes empiriques suivants : les variogrammes temporels et les variogrammes spatiaux des pluies non nulles et de l'indicatrice. L'analyse de leur forme et de leur portée permet de caractériser la variabilité

spatio-temporelle de chaque type de pluie. Chacun de ces variogrammes empiriques est modélisé par un variogramme théorique basé sur un modèle stationnaire d'ordre 2 de type exponentiel.

Cette classification permet d'associer à chaque date de la période observée un type de pluie. La séquence historique des types de pluie est ainsi connue.

3. **Simulation conditionnelle des pluies** : A partir des valeurs observés et des types de pluie identifiés, des chroniques de champs de pluie couvrant la surface de simulation choisie sont reconstruites grâce à des simulations conditionnelles suivant la méthode décrite par [Leblois et Jeanpierre \(2011\)](#). A chaque pas de temps, un champ de pluies non nulles et un champ d'intermittence sont simulés séparément en respectant les observations et la structure de la pluie observée. Ces deux champs étant indépendants, ils sont ensuite multipliés pour obtenir le champ composite final (Figure C.4).

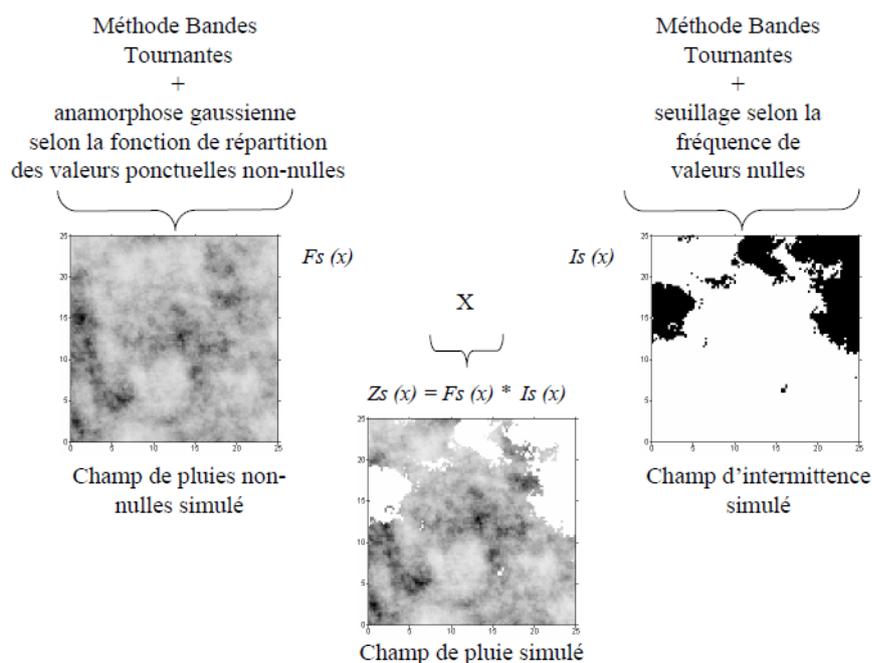


Figure C.4 – Schéma de la simulation d'un champ de pluie décomposé en variabilité en soi (pluies non nulles) et intermittence (masque pluie/non-pluie). Les variables issues de la simulation sont indicées par la lettre *s*. Dans le champ d'intermittence, la zone non-pluvieuse est indiquée en noir (Source : [Ramos, 2002](#)).

Les simulations conditionnelles sont obtenues en modifiant des simulations libres (définies ci-après) respectant la structure spatio-temporelle de la pluie, en fonction de leur écart aux valeurs observées. Les simulations libres sont réalisées à partir d'un simulateur qui s'appuie sur la technique géostatistique des bandes tournantes ([Matheron, 1973](#); [Leblois et Creutin, 2013](#)). Les écarts aux valeurs observées sont ensuite interpolés par krigeage. Le conditionnement est effectué pour le champ de pluies non nulles et le champ

d'intermittence. Deux étapes sont nécessaires pour réaliser les simulations conditionnelles.

La première étape est la simulation conditionnelle du champ de pluies non nulles. La fonction de répartition empirique des pluies non nulles est caractérisée par une asymétrie positive et un comportement asymptotique exponentiel. La loi utilisée par le générateur SAMPO pour décrire ces caractéristiques est la loi gaussienne inverse (ou distribution de Wald). Or, la distribution des pluies ponctuelles est mieux décrite par des lois à asymétrie positive. Une transformation est donc nécessaire pour le passage de la loi des intensités de pluie vers la loi gaussienne (anamorphose). L'hypothèse d'homogénéité de la pluie conduit à choisir une gaussienne inverse unique pour toute la zone de simulation. Les paramètres de cette loi sont estimés avec la moyenne et l'écart-type des pluies non nulles sur toute la zone étudiée. La simulation dans le champ gaussien de pluies conditionnées s'effectue, à chaque pas de temps, en deux étapes : 1) réalisation d'une simulation libre qui respecte à la fois le variogramme spatial théorique modélisé et donc la structure spatiale du type de pluie préalablement identifié, et le variogramme temporel eulérien (pour de longues simulations, l'advection due au vent n'est pas explicitement prise en compte), 2) interpolation par krigeage des écarts entre la simulation libre et les valeurs cibles observées. Les valeurs observées sont transformées en leur équivalent gaussien par anamorphose. Le champ gaussien sous-jacent aux champs de pluies non nulles simulés est ensuite conditionné à ces équivalents gaussiens. La simulation conditionnée du champ de pluies non nulles s'obtient en ajoutant les écarts aux points de conditionnement à la simulation libre. Une anamorphose inverse permet de restituer les valeurs dans la distribution du monde « réel ».

La seconde étape est la simulation conditionnelle du champ d'intermittence. La même méthodologie est appliquée au champ d'intermittence sauf que son champ gaussien est obtenu en cherchant des valeurs de conditionnement uniforme dans une gaussienne multivariée compatible avec les observations (0 ou 1 dans ce cas-là). Les valeurs 0 (pluie) et 1 (non pluie) observées sont remplacées par les valeurs gaussiennes centrées réduites compatibles (respectivement en dessous et au-dessus du seuil) tout en respectant la variabilité. Ce champ gaussien est conditionné de la même manière que pour les pluies non nulles. Il est ensuite seuillé en fonction de la fraction non nulle attendue (pour respecter les consignes d'intermittence).

Les simulations conditionnelles génèrent des valeurs de pluie sur une grille spatio-temporelle régulière dont la résolution est définie par l'utilisateur. Les pluies conditionnées simulées pour chaque type sont ensuite « rangées » en fonction du calendrier précédemment établi afin de reconstituer la chronique sur la période voulue.

Pour évaluer si le simulateur de pluie est fiable, il faut valider les pluies simulées. Il existe plusieurs critères de validation : distributions des cumuls de pluie observées et simulées semblables sur une gamme raisonnable de superficies et de durées ; respect de la variabilité saisonnière observée, etc. [Chen \(2014\)](#) propose deux types de diagnostics : un diagnostic synchrone, dans lequel les pluies observées et simulées sont comparées à chaque pas de temps, et un diagnostic

asynchrone qui compare les distributions des pluies observées et simulées sans prendre en compte leur temporalité.

APPLICATION SUR LE BASSIN DE L'YZERON

Paramétrage

La surface de simulation est de $40 \times 40 \text{ km}^2$ et la résolution du champ de pluie simulé est de 250 m. Le nombre de pluviomètres utilisés pour la reconstitution des pluies est de 45 (Figure C.5) : 31 pluviomètres du Grand Lyon (pas de temps 6 min), 8 pluviomètres d'Irstea (pas de temps variable) et 6 pluviomètres de Météo-France (pas de temps horaire).

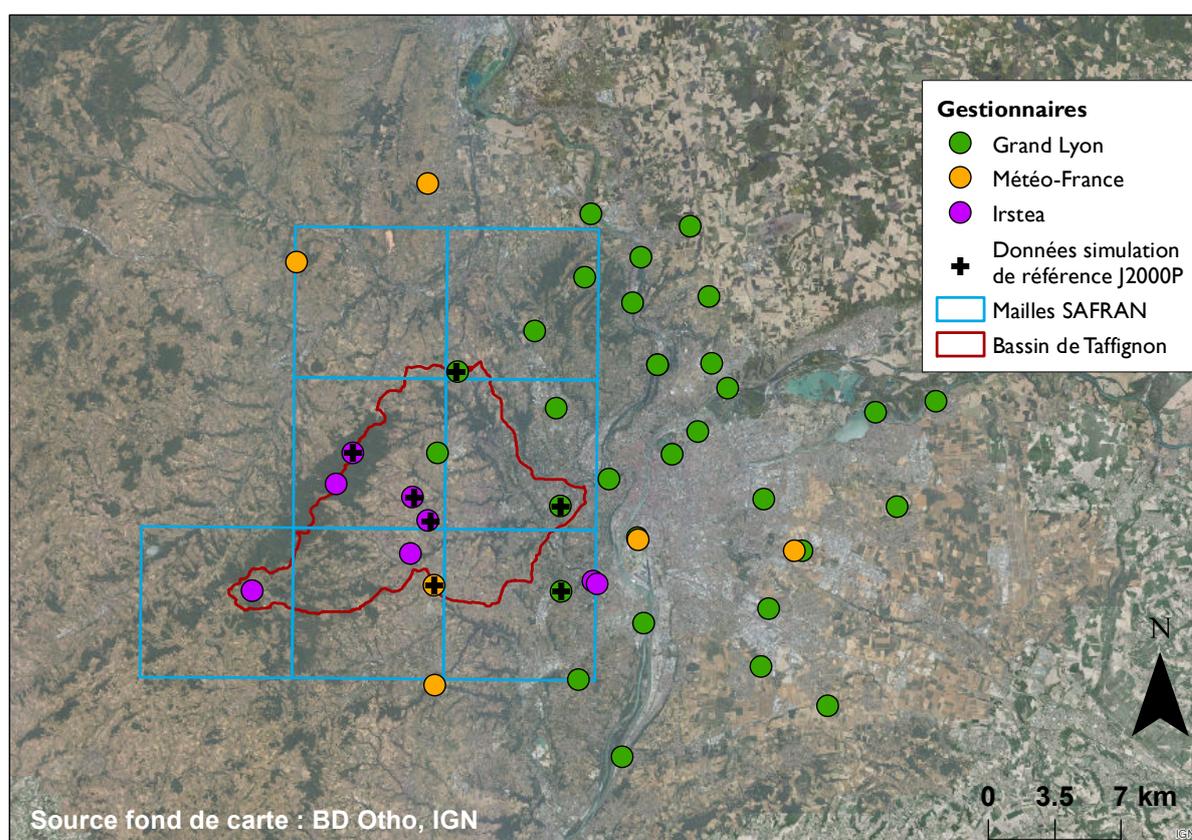


Figure C.5 – Position des 45 pluviomètres utilisés pour les simulations conditionnées (cercles), des pluviomètres utilisés pour la simulation de référence avec J2000P (croix) et des mailles SAFRAN recouvrant le bassin de l'Yzeron.

Tous les pluviomètres ne fonctionnent pas sur la période d'étude. La Figure C.6 représente les périodes lacunaires et d'observation. Un traitement des lacunes a été effectué afin de se prémunir de périodes sèches comptées en lacune à tort, et vice-versa, introduisant des biais d'analyse. Si la mesure effectuée à un pluviomètre donné indique l'existence d'une période de plus de 60 jours sans pluie, la mesure de cette période est basculée en lacunes. Les données traitées ont été

agrégées au pas de temps horaire. Lorsqu'il y a une lacune sur la période d'agrégation, la valeur agrégée est associée à une lacune.

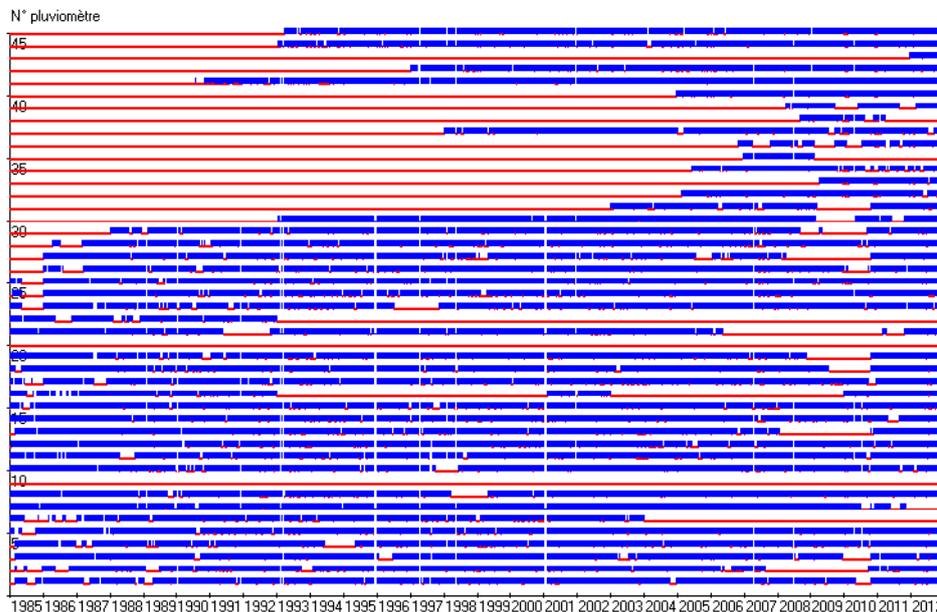


Figure C.6 – Disponibilité des données de pluie des 46 pluviomètres sur la période 1985-2012 (en rouge, les lacunes, en bleu, les données mesurées). Le pas de temps est horaire. Les pluviomètres numérotés 1 à 31 sont les pluviomètres du Grand Lyon, ceux numérotés de 32 à 39 appartiennent à Irstea et ceux numérotés de 40 à 45 appartiennent à Météo-France (données obtenues dans le cadre du projet HyMex)

Classification de Kohonen

Pour que les classes puissent être décrites à partir d'un nombre suffisant d'échantillons, la classification a été réalisée sur la base de 9 classes (organisées en un damier de 3x3 rendu cyclique pour éviter les effets de bordure). Le Tableau C.1 récapitule les descripteurs moyens et les écart-types pour chacune des classes. La Figure C.7 donne un exemple de répartition de champ de pluie pour chacun des types. Les valeurs des coordonnées du prototype (ou centroïde) de chaque classe étant très proches des coordonnées de la moyenne de chaque classe, elles ne sont pas répertoriées dans le tableau. En pourcentage moyen d'heures par an, le temps sec (classe 10) est le temps le plus représentatif du bassin. Les classes de pluie ont des fréquences d'occurrence beaucoup plus faibles mais homogènes (entre 1 et 4 %), chaque type de pluie est donc bien représenté. La moyenne des pluies non nulles renseigne sur l'intensité du type de pluie : plus elle est importante, plus la pluie est intense. Le type 3 est caractérisé par une moyenne de pluies non nulles très faible. La moyenne de l'indicateur renseigne sur l'intermittence du type de pluie : plus elle est proche de 1 plus la pluie est intermittente. Le type 3 correspond à de petites pluies intermittentes. Par exemple, les pluies des types 4 et 5 sont plutôt intenses et localisées. Le type 9 combine une faible moyenne de pluie non nulle et une forte moyenne de l'indicateur de pluie.

Les écart-types sont assez importants par rapport aux valeurs de moyenne. Les pluies au sein de chaque type sont donc plutôt variables. Ceci est directement lié au choix arbitraire de classifier en 9 types. Augmenter le nombre de classes réduirait leur écart-type mais diminuerait leur représentativité.

Tableau C.1 – Caractéristiques des classes de pluie

Classes	Pourcentage moyen par an	Moyenne des PNN (mm h ⁻¹)	Coefficient de variation des PNN (mm h ⁻¹)	Moyenne de l'indicatrice	Coefficient de Geary
1	2 %	0,39 ±0,45	0,64 ± 0,23	0,59 ± 0,07	0,92 ± 0,09
2	3 %	0,07 ± 0,12	0,51 ±0,14	0,15 ±0,06	0,94 ±0,12
3	4 %	0,02 ±0,03	0,01 ±0,04	0,11 ±0,05	1,02 ±0,10
4	3 %	1,93 ±1,77	0,47 ±0,18	0,96 ±0,04	0,91 ±0,09
5	2 %	0,75 ±0,71	0,68 ±0,28	0,81 ±0,06	0,92 ±0,09
6	2 %	0,14 ±0,13	0,45 ±0,20	0,36 ±0,06	0,95 ±0,09
7	1 %	0,45 ±0,56	1,15 ±0,31	0,36 ±0,10	0,92 ±0,14
8	4 %	0,03 ±0,07	0,98 ±0,11	0,05 ±0,03	0,82 ±0,10
9	6 %	0,02 ±0,08	1,00 ±0,07	0,04 ±0,02	1,13 ±0,08
10	73%	-	-	-	-

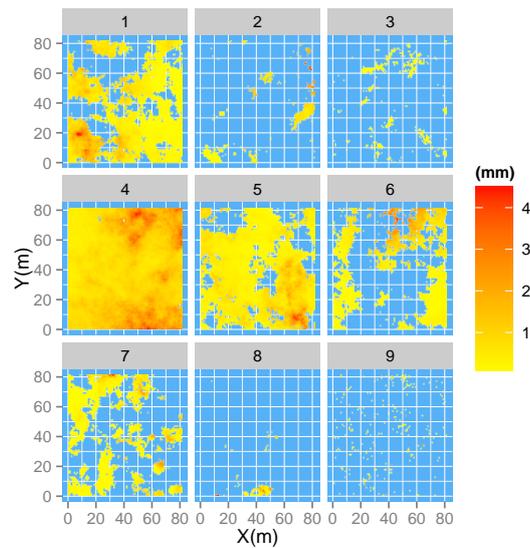


Figure C.7 – Exemple de champ de pluie pour chacun des types (Source [Chen, 2014](#))

Annexe D

Présentation des données d'occupation du sol

Pour l'année 2008, plusieurs sources d'imagerie à très haute résolution ont conduit à la réalisation de différentes cartographies de l'**occupation du sol** du bassin de l'Yzeron (Figure D.1). Ces sources sont des images photo-aériennes de la BD-Ortho de l'IGN à la résolution 0,50 m, des images satellites Quickbird de résolution 2,44 m et des images satellites Spot 5 de résolution 2,50 m.

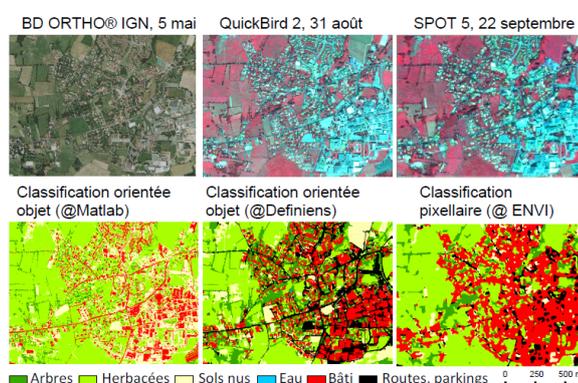


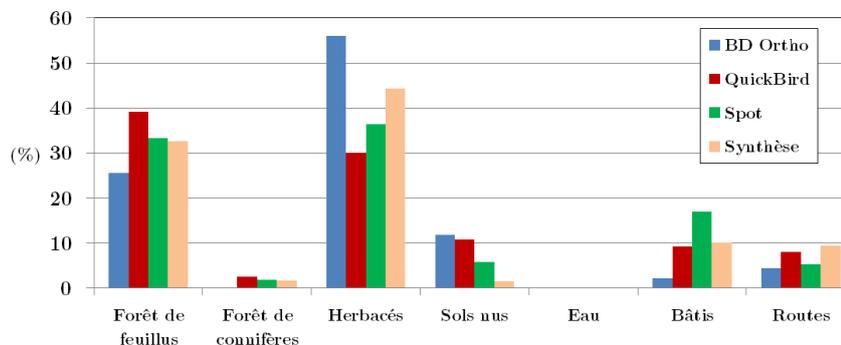
Figure D.1 – Cartographies de l'occupation du sol extraites par traitement semi-automatisé à partir de l'image aérienne de la BD-Ortho IGN (0,50 m) et des images satellites QuickBird (2,44 m) et Spot (2,50 m) (Source : Braud *et al.*, 2011)

Pour extraire les informations sur l'occupation des sols, plusieurs méthodes de traitement d'images ont été développées à partir de l'information spectrale, laquelle est directement liée aux propriétés physiques des surfaces (couleurs, géométrie, activité chlorophyllienne). Ces traitements (logiciel ENVI ou création de néo-canaux) ont conduit à une classification des images en 5 classes pour la BD-Ortho (informations uniquement dans le visible) et en 8 classes pour les images satellites (information dans le visible et dans le proche infrarouge (IR)). Les deux méthodes de classification utilisées sont la classification pixellaire qui opère sur un pixel et la classification orientée objet qui classe des groupes connexes de pixels issus d'une segmentation (Figure D.1). Le Tableau D.1 résume les caractéristiques des différentes sources de données.

Tableau D.1 – Caractéristiques des sources de données cartographiques. chlor. pour chlorophylliennes

	BD-Ortho IGN	Quickbird 2	SPOT 5
Résolution	0.50 m	2,44 m	2,50 m
Bande spectrale	visible	visible proche IR	visible proche IR
Date d'acquisition	5 mai 2008	31 août 2008	22 septembre 2008
Traitement	Segmentation orientée objet (Matlab) Forêts	Segmentation orientée objet (Definiens) Feuillus Conifères	Classification pixellaire (ENVI) Feuillus Conifères
Types d'occupation des sols	Herbacées Sols nus Bâti Routes Eau	Herbacées chlor. Herbacées non chlor. Sols nus Bâti Routes Eau	Herbacées chlor. Herbacées non chlor. Sols nus Bati Routes

Le rendu visuel des cartes réalisées (Figure D.1) et le pourcentage de pixels (Figure D.2) affectés à chaque classe montrent que les différents traitements des images ne restituent pas de la même manière l'occupation du sol. Ceci est dû à l'information spectrale disponible (visible ou visible/IR), à la date d'enregistrement de l'image (certains mois de l'année, le couvert végétal non permanent peut être assimilé à du sol nu lorsque les parcelles agricoles sont en labour) et à la méthode de classification employée (Jacqueminet *et al.*, 2013). Le faible pourcentage de bâti de la carte extraite de la BD-Ortho s'explique à la fois par la très haute résolution spatiale de la donnée (les bâtiments sont ainsi restitués de manière plus précise et moins étendue) et par la difficulté d'identifier toutes les constructions urbaines, réalisées à partir de matériaux très diverses (l'information infrarouge permet de mieux distinguer la végétation des surfaces artificielles).

**Figure D.2** – Pourcentage de pixels de chaque classe d'occupation du sol pour chaque traitement d'images. Les valeurs de ces pourcentages ont été calculées par Jacqueminet *et al.* (2013)

Annexe E

Comportement des DO du SIAHVY

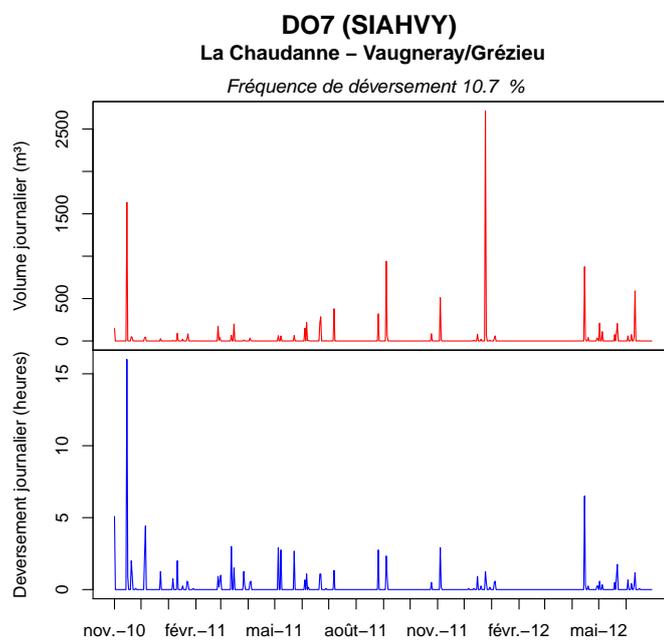


Figure E.1 – Volume journalier déversé dans la Chaudanne à Grézieu et temps de déversement pour le DO n° 7 (SIAHVY)

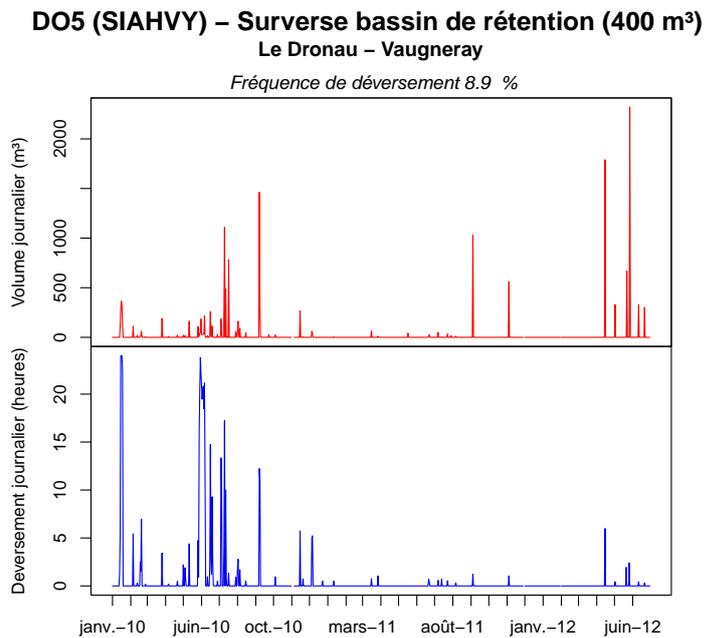


Figure E.2 – Volume journalier déversé dans l’Yzeron et temps de déversement pour le DO n° 5 en sortie du bassin d’orage de Vaugneray (SIAHVY)

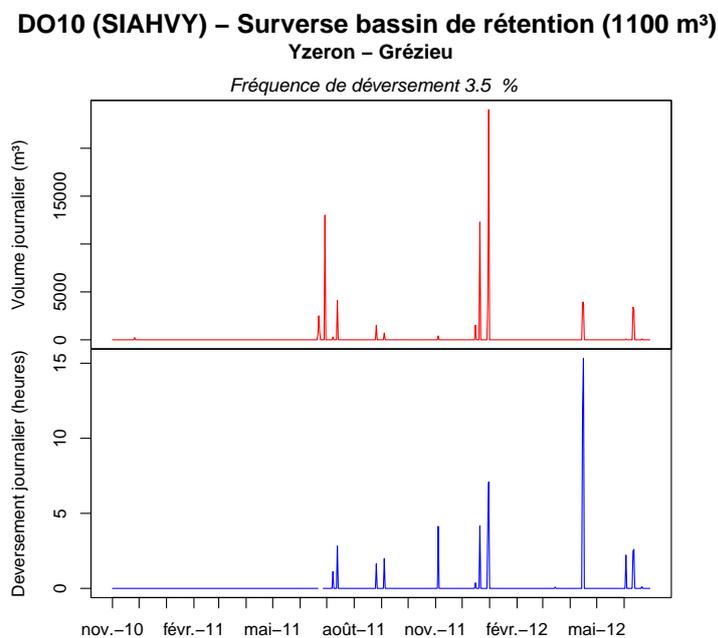


Figure E.3 – Volume journalier déversé dans l’Yzeron et temps de déversement pour le DO n° 10, situé à la sortie du bassin de rétention de Grézieu (SIAHVY)

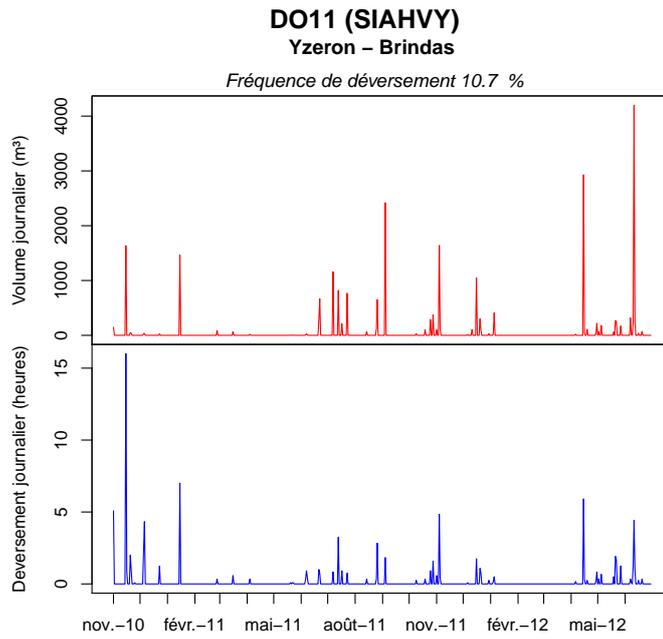


Figure E.4 – Volume journalier déversé dans l’Yzeron à Brindas et temps de déversement pour le DO n° 11 (SIAHVY)

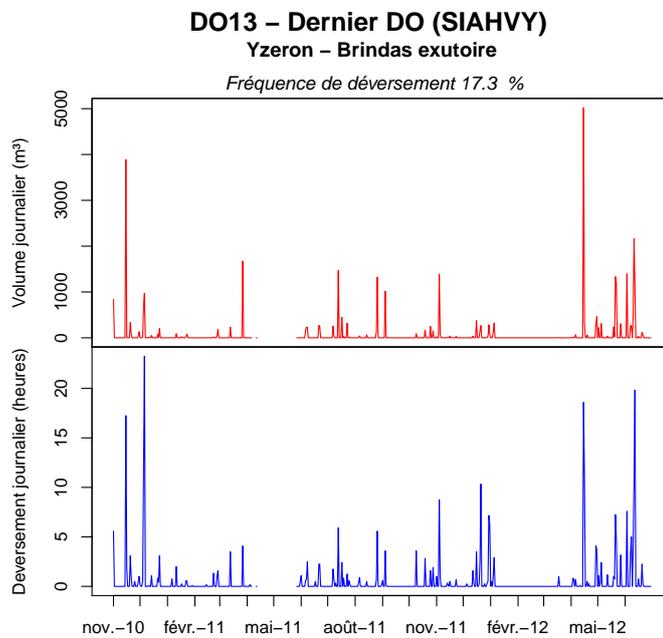


Figure E.5 – Volume journalier déversé dans l’Yzeron à Brindas et temps de déversement pour le DO n° 13 (SIAHVY)

Annexe F

Paramétrage du découpage 2

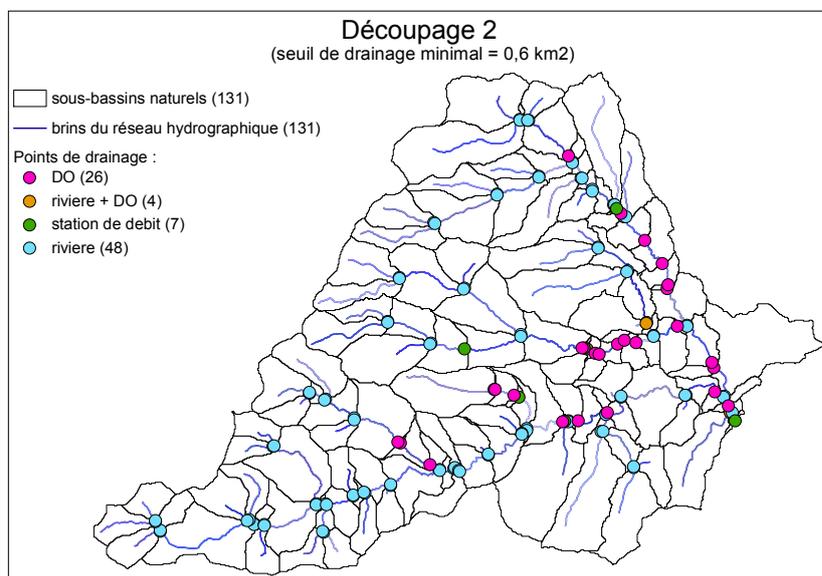


Figure F.1 – Découpage des sous-bassins naturels pour un seuil de drainage de 0,6 km²

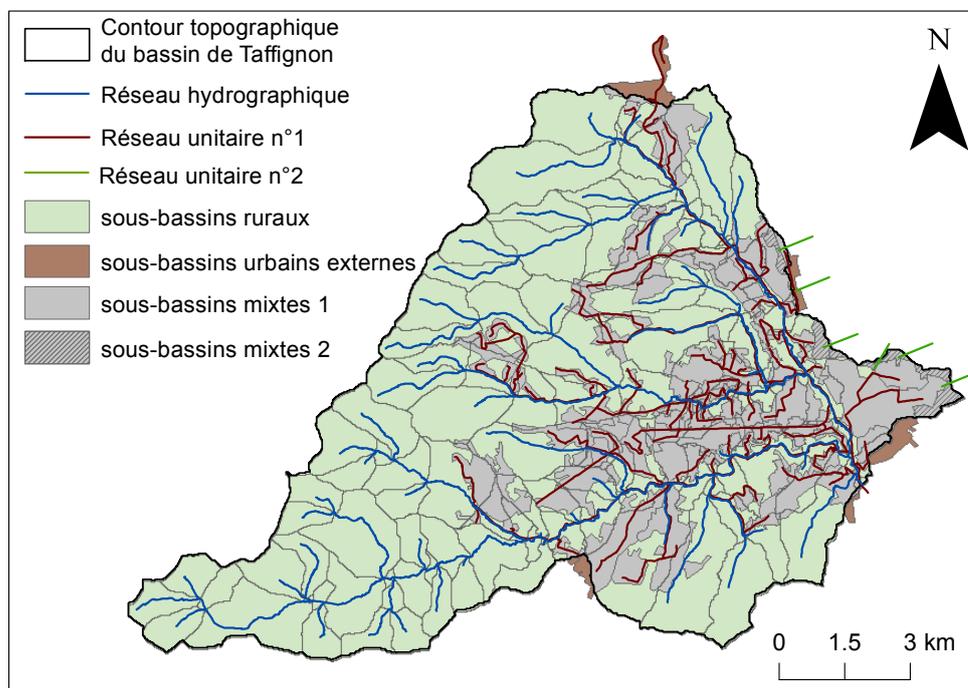


Figure F.2 – Découpage final pour un seuil de drainage de 0,6 km²

Tableau F.1 – Synthèse des paramètres géométriques du réseau hydrographique pour les deux découpages.

Nombre de brins		374
Rugosité (m ^{1/3} s ⁻¹)		25
Longueur (m)	min	58
	max	3 200
	moy	953
	Δ	745
Largeur (m)	min	1,6
	max	8
	moy	4
	Δ	1,9
Pente (%)	min	0,01
	max	20,7
	moy	4,6
	Δ	4,7

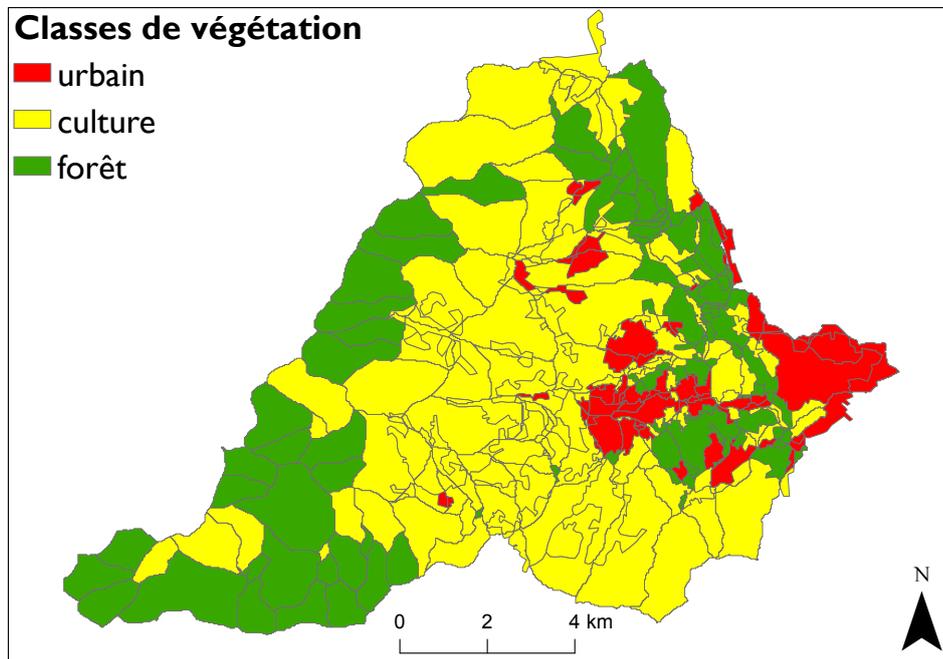


Figure F.3 – Spécification des classes de végétation pour les HRU issues du découpage 2

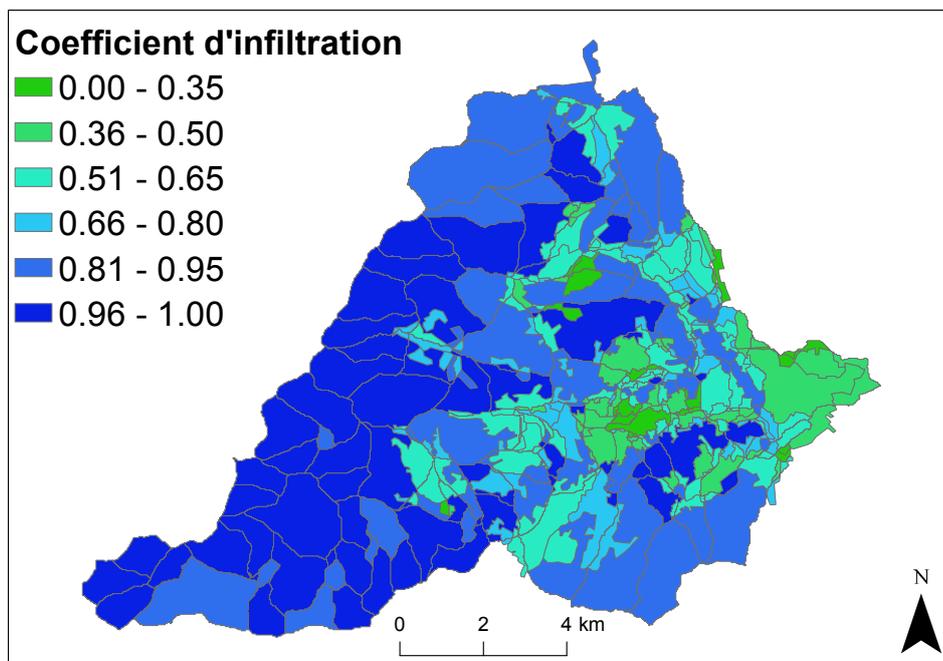


Figure F.4 – Coefficient d'infiltration des HRU issues du découpage 2

Tableau F.2 – Paramètres de sol par classes. Statistiques pour le découpage 2. Les épaisseurs de sol ont été arrondies à la dizaine supérieure (entre parenthèse l'épaisseur de sol initiale).

Classe	RU corrigée (mm)	Pourcentage en surface sur le bassin	Nombre de HRU	Epaisseur moyenne (cm)	RU moyenne (mm)	Stock maximal moyen (mm)	Capacité au champ moyenne (mm)	Capacité d'air moyenne (mm)
1	18-35	7	67	40	30	146	66	80
2	35-45	26	58	50	41	187	90	98
3	45-55	39	137	60 (57)	50	216	107	109
4	55-65	17	48	70 (65)	59	253	129	123
5	65-85	8	38	70 (72)	72	288	154	134
6	125-150	2	20	90 (88)	113	407	208	199

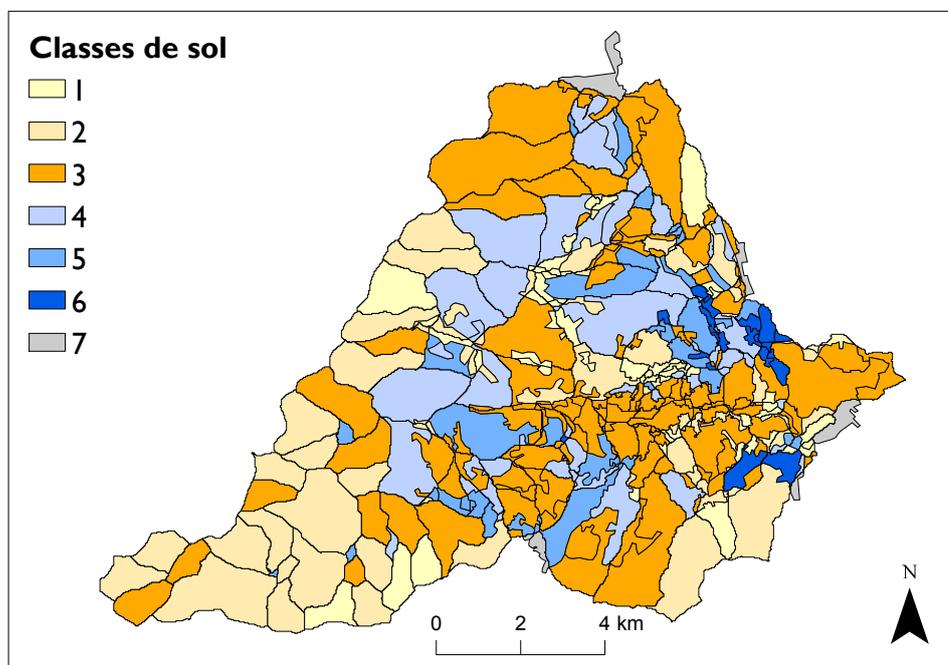


Figure F.5 – Spécification des classes de sol pour les HRU issues du découpage 2

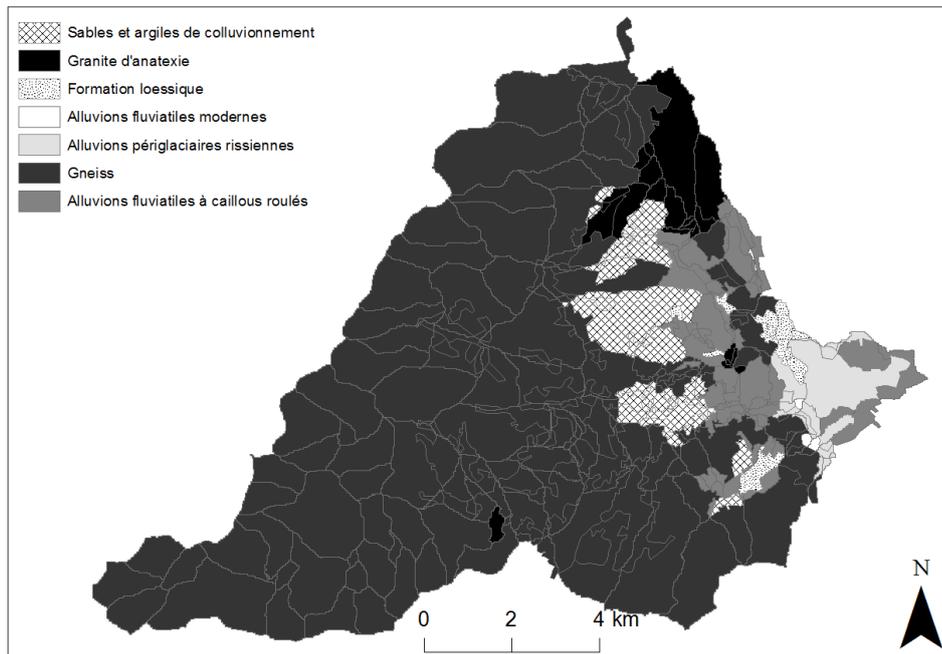


Figure F.6 – Sous-sol majoritaire de chaque HRU issue du découpage2

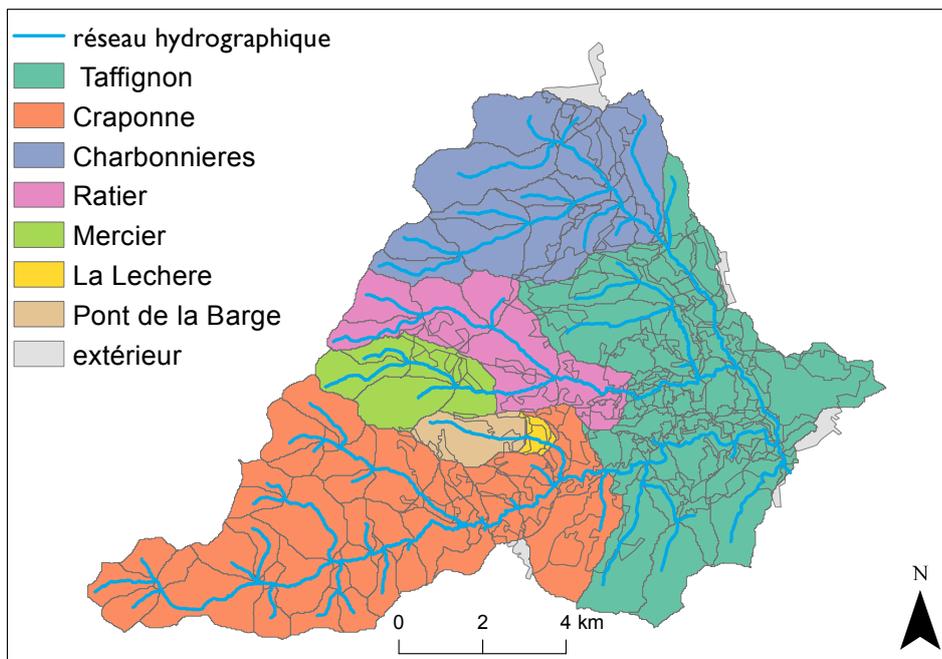
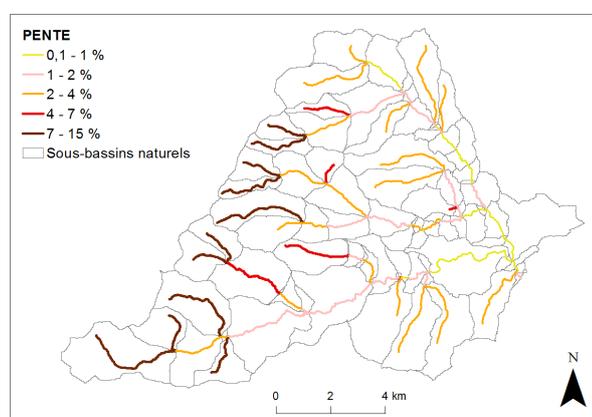


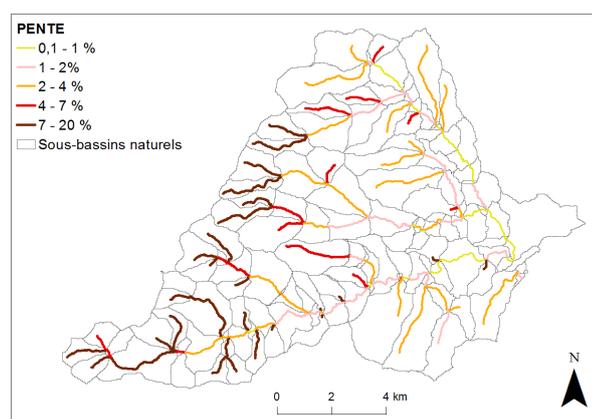
Figure F.7 – Attribution d'un sous-bassin à chaque HRU

Annexe G

Cartographies des réseaux

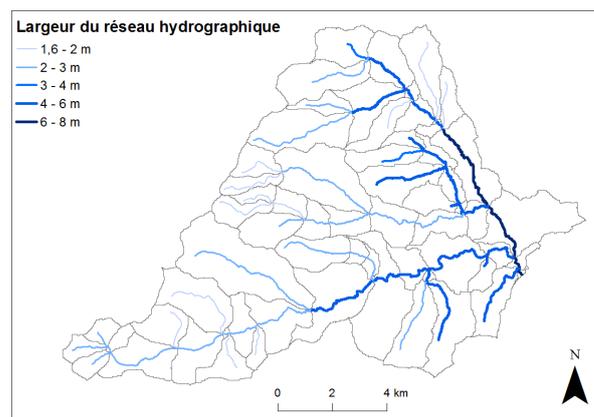


(a)

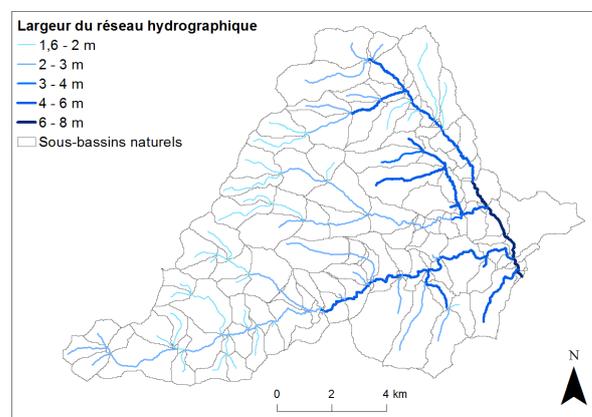


(b)

Figure G.1 – Pentés des brins du réseau hydrographique modélisé pour (a) le découpage 1 et (b) le découpage 2

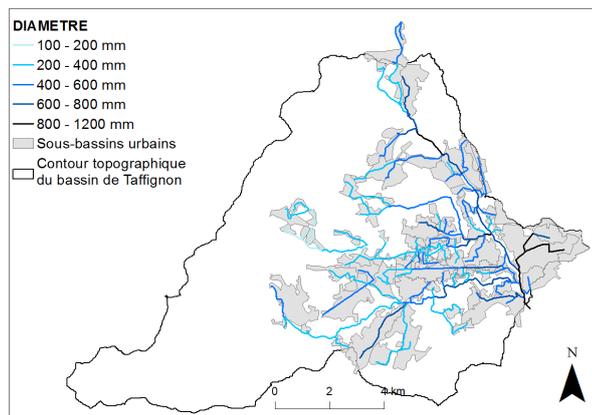


(a)

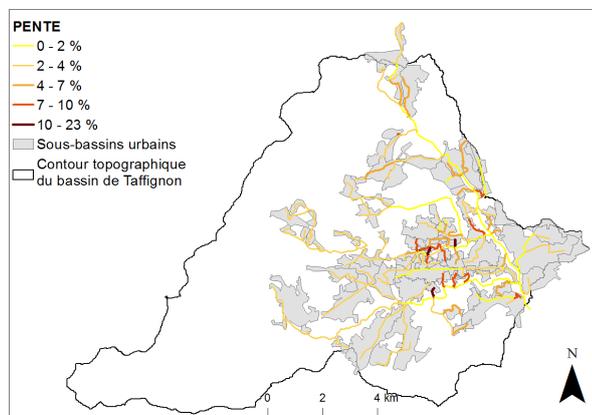


(b)

Figure G.2 – Largeurs des brins du réseau hydrographique modélisé pour (a) le découpage 1 et (b) le découpage 2



(a)



(b)

Figure G.3 – (a) Diamètres et (b) pentes du réseau d’assainissement modélisé

Annexe H

Informations sur les données Sol

Tableau H.1 – Nomenclature des types de sol et UTS associés (Sol-Conseil/SIRA, 1997). Surfaces occupées par les principales UCS sur le bassin de l'Yzeron avant et après reconstitution

n° UCS	Nom UCS	n° UTS	Surface (%)	Surface après reconstitution (%)
100	Surfaces actuellement urbaines et industrielles continues	X	32,1	0
102	Sables limoneux et sables argileux issus de gneiss et schistes	4-5 (50-50 %)	25,5	26,4
702	Sables limoneux et sables argileux issus de gneiss	4	9,5	16,5
7021	Sables limoneux et sables argileux issus de gneiss, colluvionnés	5	8,3 1	5,8
7041	Colluvions sablo-limoneuses à sablo-argileuses de thalweg	13	7,1	13,2
7022	Sables argileux issus de gneiss, sur replats	10	4,4	6,2
7042	Alluvions sablo-argileuses à argilo-sableuses de thalwegs et vallées étroites humides	14-15-16 (10-20-70 %)	3,6	5,4
704	Colluvions sablo-limoneuses à sablo-argileuses de pente	12	2,9	3,4
701	Sables limoneux à sables grossiers issus de granites	5	2,2	3,0
703	Limons sableux issus de micaschistes et schistes houillers	66	1,3	2,4
705	Sables argileux issus de moraines résiduelles	69	0,7	2,2
707	Limons sur argile de thalwegs sur moraines	60	0,4	1,3
708	Limons de plateaux calcaires profonds issus de loëss	34	0,4	1,2
1031	Sables limoneux issus de tufs, alt.>700m, forêt plutôt résineuse	8-9 (50-50 %)	0,4	0,7
7051	Cailloutis décarbonates de pentes fortes de moraines	59	0,3	0,4
7011	Sables limoneux à sables grossiers issus de granites, colluvionnés	4	0,3	0,4
107	Alluvions sablo-argileuses à argilo-sableuses de thalwegs et vallées larges	15-16 (30-70 %)	0,31	0,3
1021	Sables limoneux et sables argileux issus de gneiss et micaschistes en bas de pente faible	6-7 (80-20 %)	0,28	0,3
7052	Cailloutis calcaires de pentes fortes de moraines	58	0,10	0,3

Annexe I

Comportement hydrodynamique de l'eau dans le sol

I.1. CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE ET RÉTENTION EN EAU

Pour caractériser le comportement hydrodynamique d'un sol non saturé, c'est-à-dire son comportement face à un changement d'humidité, il existe deux fonctions phénoménologique : la courbe de conductivité hydraulique $K(\theta)$ et la courbe de rétention en eau $h(\theta)$, toutes deux dépendant de la teneur volumique en eau θ .

La conductivité hydraulique représente la vitesse de circulation de l'eau dans le sol et sa capacité à transmettre l'eau en fonction de sa teneur en eau. Elle s'exprime en m s^{-1} . A saturation, la conductivité K_s est maximale et varie entre 10^{-3} m s^{-1} pour un sol perméable, type sable grossier à 10^{-8} m s^{-1} pour un sol peu perméable, type limon argileux peu structuré.

La pression en eau h (m), également appelée pression capillaire ou succion, représente les phénomènes de capillarité et d'adsorption de l'eau sur les particules du sol. Elle dépend de la texture du sol, de la taille des pores et de la teneur en eau dans le sol. Par définition, elle est négative dans la zone non saturée et positive ou nulle dans la zone saturée. Plus la pression est négative, plus les forces de capillarité sont importantes et l'eau difficile à extraire.

L'expression mathématique des courbes de conductivité et de rétention repose sur l'ajustement de valeurs expérimentales sur des lois mathématiques empiriques. Par exemple, [Brooks et Corey \(1964\)](#) décrivent la courbe de conductivité hydraulique par :

$$\frac{K(\theta)}{K_s(\theta)} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^\eta \quad (\text{I.1})$$

avec θ_s la teneur en eau à saturation ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) égale à la porosité totale moins la porosité résiduelle dans le cas où il y a des pores occlus, θ_r la teneur en eau résiduelle ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$), c'est-à-dire la teneur en eau pour laquelle la pression en eau tend vers ∞ et η un paramètre de forme. η est pris par la suite égal à $2 + \frac{3}{\lambda}$ ([Manus, 2007](#)) avec λ un paramètre reflétant la porosimé-

trie du sol. Ce modèle s'applique à des sols non fissurés et ne prend pas en compte les macropores.

La courbe de rétention en eau est décrite par :

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \begin{cases} \left(\frac{h_b}{h}\right)^\lambda & \text{pour } h \geq h_b \\ 1 & \text{sinon} \end{cases} \quad (\text{I.2})$$

avec h_b la pression d'entrée d'air (m) qui est la plus petite pression capillaire pour laquelle existe une phase gazeuse continue.

Les deux paramètres de forme η et λ dépendent principalement de la texture du sol et les paramètres d'échelle K_s , h_b et θ_r de sa structure (présence de macropores, fissures, graviers, etc.).

Les valeurs de ces grandeurs et leur variabilité spatiale s'obtiennent grâce à des régressions statistiques, également appelées fonctions de prédotransfert. Ces fonctions relient ces paramètres à des propriétés du sol plus facilement mesurables telles que la distribution granulométrique, la masse volumique sèche ou la matière organique. Ces estimations statistiques s'établissent à partir de base de données regroupant des mesures directes localisées qui sont ensuite généralisées à la région étudiée.

I.2. TAUX D'HUMIDITÉ REMARQUABLES

Pour comprendre comment l'eau intervient dans la nutrition des plantes et déterminer le dimensionnement des ouvrages d'irrigation en fonction des gammes de variation d'humidité, les agronomes s'appuient sur la définition de différents taux d'humidité remarquables (Figure I.1).

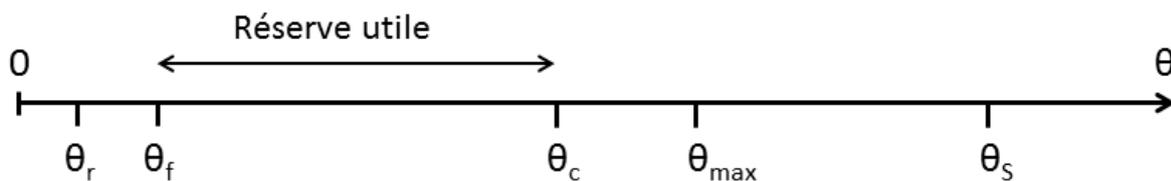


Figure I.1 – Taux d'humidité du sol remarquables : taux de saturation θ_s , capacité de rétention maximale θ_{max} , capacité au champ θ_c , point de flétrissement θ_f , taux d'humidité résiduelle (ou taux d'hygroscopicité) θ_r .

La **capacité de rétention maximale** θ_{max} est le taux d'humidité d'un sol après une période de pluie en-deçà duquel les forces matricielles sont plus importantes que les forces de gravité. Un sol dont le taux d'humidité est égal à θ_{max} comporte dans ses pores la plus grande quantité d'eau possible avant que celle-ci ne commence à s'écouler par gravité. Ainsi, pour les gammes d'humidité s'étendant de θ_{max} au taux de saturation θ_s , les forces matricielles diminuent jusqu'à ce que l'écoulement soit uniquement conditionné par la gravité. Pour les

agronomes, la capacité de rétention correspond donc à la limite supérieure des apports par irrigation et à la limite inférieure de l'eau qu'il est possible d'éliminer par drainage.

La **capacité au champ** θ_c correspond à la capacité maximale de rétention « au champ » ou « in situ », après que l'excédent d'eau ait été drainé et que le régime d'écoulement gravitaire soit pratiquement nul. Elle comprend l'eau capillaire et une partie de l'eau de gravité à écoulement lent.

Le **point de flétrissement** θ_f représente le taux d'humidité sous lequel les forces d'absorption sont supérieures aux forces que la plante génère pour extraire de l'eau. L'évaporation et les prélèvements des végétaux pouvant faire diminuer la teneur en eau jusqu'au point de flétrissement, la fréquence et les doses d'irrigation sont ainsi conditionnées par les points de flétrissement et par la capacité de rétention.

I.3. ANALYSE DES DONNÉES SOL

La profondeur du sol des strates de chaque UTS est renseignée par la base de données. Pour certaines UTS, la profondeur du dernier horizon n'est pas décrite. Cet horizon ayant pourtant une capacité de stockage, une épaisseur de 30 cm, égale à la moyenne des épaisseurs des horizons présents sur le bassin, a été attribuée arbitrairement (Tilmant et Braud, 2012). Cet horizon aurait pu aussi ne pas être compté dans le calcul de l'épaisseur totale de l'UTS mais sachant que la texture y est renseignée, on peut considérer qu'il possède une capacité de stockage et qu'il faut en tenir compte.

La capacité au champ θ_c est définie comme le taux d'humidité pour une pression en eau de -3,3 m. Elle s'obtient à partir de la formule de Brakensiek (voir équation I.2 en annexe I) :

$$\theta_c = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left(\frac{h_b}{3,3} \right)^\lambda \quad (\text{I.3})$$

avec θ_s la teneur en eau à saturation ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) égale à la porosité totale moins la porosité résiduelle dans le cas où il y a des pores occlus, θ_r la teneur en eau résiduelle ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$), c'est-à-dire la teneur en eau pour laquelle la pression en eau tend vers ∞ , h_b la pression d'entrée d'air (m) qui est la plus petite pression capillaire pour laquelle existe une phase gazeuse continue et λ un paramètre de forme de la courbe de rétention. Les paramètres h_b , θ_r et λ sont obtenus à partir des relations statistiques de Rawls et Brakensiek (1985) en fonction des pourcentages de sable et d'argile et de la porosité. Ces formules sont valables sur le domaine de texture où le pourcentage de sable est compris entre 5 et 70 % et le pourcentage d'argile entre 5 et 60 % ce qui est le cas des sols présents sur le bassin de l'Yzeron. Deux hypothèses sont faites pour calculer la capacité au champ :

- le taux d'humidité à saturation est égal à la porosité du sol,

- la présence d'éléments grossiers modifie l'écoulement de l'eau dans le sol et entraîne une surestimation des teneurs en eau (Morvan *et al.*, 2004). Les teneurs en eau calculées doivent donc tenir compte de la pierrosité du milieu.

La porosité n'étant pas renseignée dans la base de données Donesol, Manus (2007) propose une méthode pour la calculer à partir de la texture et de la structure du sol, qui sont des données disponibles dans la base pour chaque strate. Manus (2007) s'appuie sur la méthode de Brakensiek *et al.* (1981), qui détermine une porosité par type de texture en ajustant une loi normale sur la porosité effective de 1 323 échantillons préalablement classés (classification USDA, triangle de la FAO¹). Ces types de texture sont obtenus à partir des pourcentages d'argile, de limon et de sable dans chaque strate. La loi normale donne alors, pour chacune des 10 classes de texture, une porosité moyenne et un écart-type. La porosité des sols de même texture est ensuite modulée en fonction de leur structure (continue ou massive, polyédrique, prismatique, particulière, etc.). Pour une même texture de sol, selon la définition pédologique de la structure, la porosité P_{Braken} est égale à la porosité moyenne, la porosité moyenne moins l'écart-type ou la porosité moyenne plus l'écart-type. Pour les sols Si (Silt) et SC (Sandy Clay), Brakensiek *et al.* (1981) ne proposent pas de valeurs. Tilmant et Braud (2012) attribuent arbitrairement une valeur de porosité de 0,35 pour la classe Si et 0,46 pour la classe SC. Ces valeurs ont été reprises par la suite.

La pierrosité du sol est prise en compte en multipliant la teneur en eau par le facteur correctif : $\delta = 1 - Pierrosite$. La pierrosité (valeur entre 0 et 1) est donnée par la BD Donesol pour chaque strate. La capacité au champ corrigée θ_c^* est alors déterminée par l'équation suivante :

$$\theta_c^* = \delta (\theta_r + (P_{Braken} - \theta_r)) \left(\frac{hb}{3,3} \right)^\lambda \quad (\text{I.4})$$

La capacité au champ corrigée en mm d'une strate d'épaisseur h (mm) est alors égale à :

$$\theta_{c,mm}^* = \theta_c^* \cdot h \quad (\text{I.5})$$

La capacité d'air corrigée en mm est égale à la différence entre le stock maximal S_{max} et la capacité au champ corrigés. Le stock maximal corrigé (mm) d'une strate d'épaisseur h se déduit directement de la porosité :

$$S_{max,mm}^* = \delta \cdot \theta_s \cdot h = \delta \cdot P_{Braken} \cdot h \quad (\text{I.6})$$

La capacité d'air est donc égale à :

$$AirCap_{mm}^* = (\delta \cdot P_{Braken} - \theta_{c,mm}^*)h \quad (\text{I.7})$$

Pour paramétrer le modèle J2000P, les données spatialisées caractérisant les UCS sont requises. Une UCS peut être constituée d'une ou plusieurs UTS et chaque UCS est constituée d'une ou plusieurs strates. Pour calculer l'épaisseur totale, la capacité au champ et la capacité d'air

1. ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/guide1_soil_descr.pdf

de chaque UCS, il faut faire des moyennes pondérées de ces grandeurs notées X_{UCS_i} calculées pour chaque strate :

$$X_{UCS_i} = \sum_{UTS_j} \beta_j X_{UTS_j^i} = \sum_{UTS_j} \beta_j \sum_{strates\ k} \chi_k^{i,j} \quad (I.8)$$

avec β_j le pourcentage de chaque UTS_j dans chaque UCS_i et $\chi_k^{i,j}$ la valeur de la grandeur considérée pour la strate k dans l' UTS_j de l' UCS_j . Pour chaque HRU du modèle, la grandeur considérée est égale à :

$$X_{HRU} = \sum_i \alpha_i X_{UCS_i} \quad (I.9)$$

avec α_i le pourcentage de chaque UCS_i dans la HRU. Les teneurs en eau ainsi estimées ont une précision satisfaisante car elles ne présentent pas une gamme de variabilité trop importante mais l'estimation des épaisseurs de sol, à l'échelle d'un bassin versant est beaucoup plus délicate car très variable dans l'espace.

Dans l'annexe I, le Tableau I.1 résume les taux moyen d'argile, de sable et de limon et la pierrosité moyenne pour toutes les UCS présentes sur le bassin. Le tableau I.2 récapitule les paramètres hydrodynamiques calculés pour chaque UCS du bassin. Sur le bassin de l'Yzeron, la prise en compte de la pierrosité diminue le stock maximal et la capacité au champ de 5 % pour les huit sols les plus majoritaires sauf pour le sol 7022 pour lequel la diminution est de 20 %. Dans l'annexe I, les Figures I.2a à I.2d représentent l'épaisseur du sol, la capacité au champ, la capacité d'air et le stockage total dans le sol pour chaque UCS.

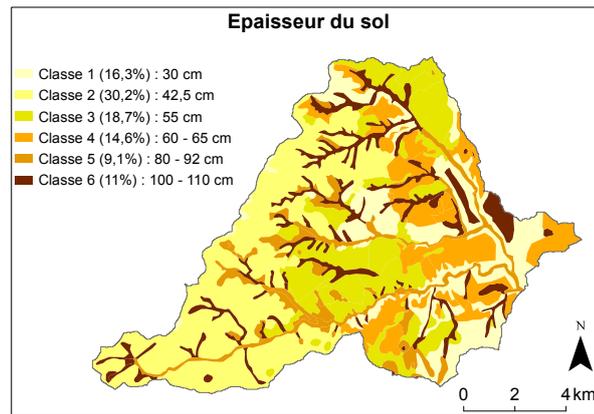
I.4. SYNTHÈSE DES DONNÉES SUR L'YZERON

Tableau I.1 – Taux moyen d'argile, sable et limon et pierrosité moyenne pour toutes les UCS présentes sur le bassin à un pourcentage supérieur à 1 %

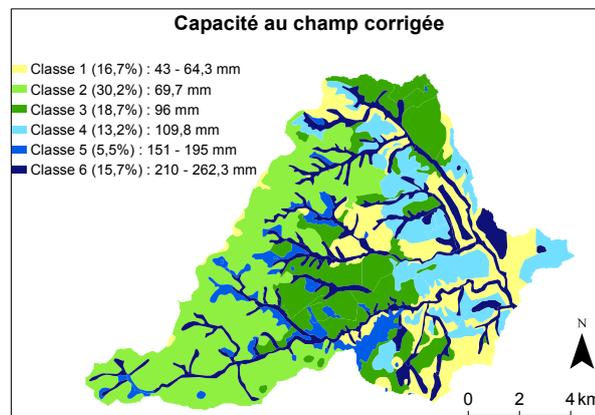
N° UCS	% UCS	Taux d'argile moyen	Taux sable moyen	Taux limon moyen	Pierrosité moyenne
102	30,2	13,2	58,9	27,8	5
702	15,6	11,4	68,8	19,8	5
7021	15,2	15,0	49,1	35,9	5
7022	13,2	15,0	45,0	40,0	20
7041	7,1	22,0	38,0	40,0	5
7042	5,0	21,9	34,1	44,1	5
701	3,5	15,0	49,1	35,9	5
704	2,5	19,0	48,0	33,0	5
708	2,2	17,7	28,3	54,0	0
1051	1,5	21,4	40,0	38,6	5
703	1,4	19,3	32,0	48,8	0

Tableau I.2 – Paramètres hydrodynamiques calculés pour chaque UCS du bassin

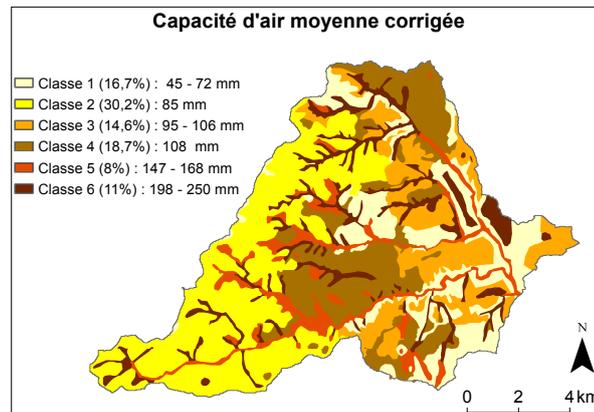
N° UCS	Epaisseur totale moyenne (cm)	Stockage total moyen (mm)	Stockage total moyen corrigé (mm)	RU totale moyenne (mm)	RU totale moyenne corrigée (mm)	Capacité au champ (mm)	Capacité au champ corrigée (mm)	Capacité d'air moyenne corrigée (mm)
102	43	163	155	33	32	73	70	82
702	30	112	106	19	18	46	43	61
7021	55	215	204	47	45	101	96	103
7022	60	269	216	67	53	137	110	78
7041	110	489	464	120	114	272	258	192
7042	92	397	378	100	95	222	210	156
701	55	215	204	47	45	101	96	103
704	90	386	355	93	86	203	188	152
708	105	511	511	147	147	262	262	249
1051	106	468	443	115	108	258	244	184
703	65	268	268	83	83	173	173	95



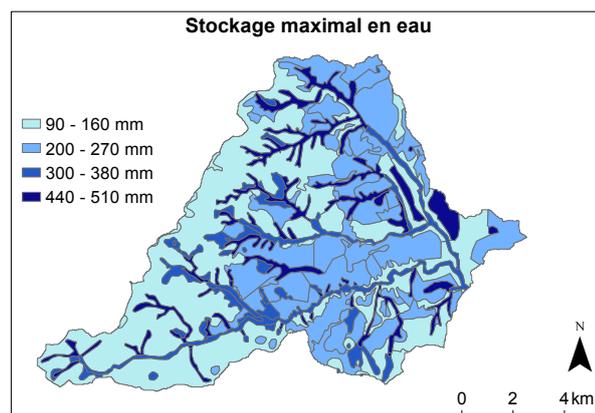
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure I.2 – Cartographie des paramètres hydrodynamiques sur le bassin de Taffignon : (a) épaisseur du sol (1) ; (b) capacité au champ (2) ; (c) capacité d'air (3) ; (d) stockage maximal en eau (4)

Annexe J

Analyse des récessions

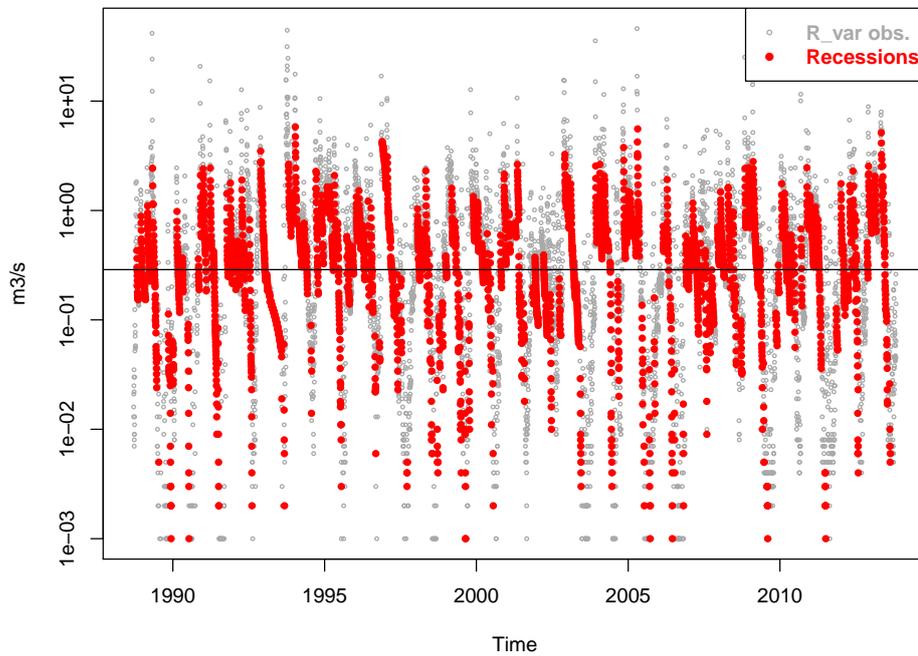
Le temps de vidange des réservoirs peut être estimé à partir de l'analyse des récessions des débits à Taffignon sur la période 1988-2013, selon la méthode proposée par [Vannier *et al.* \(2013\)](#). Nous supposons que le sous-sol du bassin de Taffignon se comporte comme un réservoir linéaire, lequel se vidange selon la loi :

$$Q(t) = Q_0 \cdot e^{-kt} \quad (\text{J.1})$$

avec Q_0 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) et k (s^{-1}) deux constantes. La constante de récession k correspond à la pente de la droite $\ln(Q) = -kt + \ln Q_0$. Pour estimer cette constante, les récessions sont extraites de la série de débits en suivant deux règles ([Vannier *et al.*, 2013](#)) :

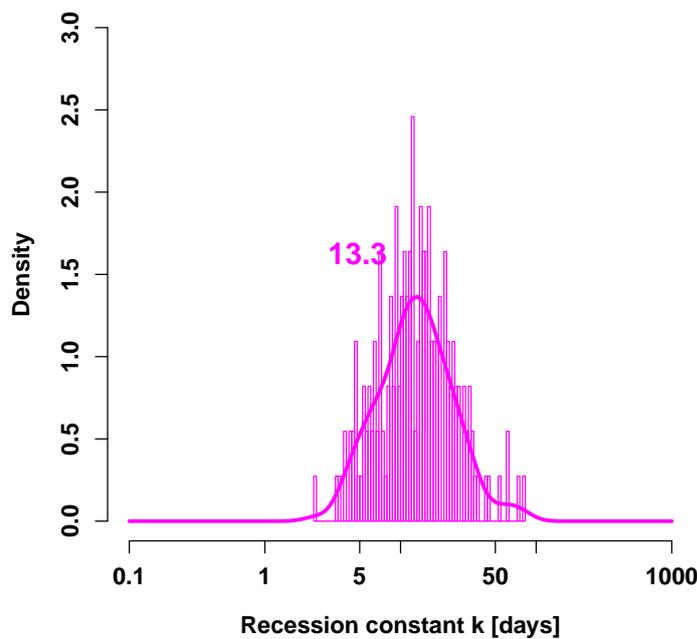
- lors d'une récession, le débit doit décroître en moyenne durant 6 pas de temps minimum,
- le nombre de mesure de débits qui compose une période de récession est fixé à 10 afin d'avoir un nombre suffisant d'observations.

Les récessions extraites de la série de débits à Taffignon sur la période 1988-2013 sont représentées sur la Figure J.1a avec une échelle logarithmique. Pour chaque récession, la constante de récession k , correspondant à la pente de la droite, est extraite. Il y a donc autant de valeurs de k possibles que de récessions. La distribution des constantes de récession est représentée sur la Figure J.1b. La constante de récession moyenne est estimée à 13 jours. La méthode choisie pour estimer cette constante de récession donne un ordre de grandeur mais est très approximative. En réalité, le sous-sol a plutôt un comportement non-linéaire.



(a)

1988–2013



(b)

Figure J.1 – Détermination de la constante de récession : (a) extractions des récessions de la chronique de débits à l'exutoire du bassin de Taffignon entre 1988 et 2013 (débits représentés à l'échelle logarithmique), (b) distribution des pentes des récessions extraites

Annexe K

Fichiers de paramètres de la simulation de référence

Tableau K.1 – Fichier *vegetation.par*. *LID* correspond à la classe de végétation, *rootDepth* à la profondeur racinaire (dm), *Kc* au coefficient cultural mensuel, *LAI* à l'indice foliaire mensuel (s m^{-1}).

LID	rootDepth	Kc1	Kc2	Kc3	Kc4	Kc5	Kc6	Kc7	Kc8	Kc9	Kc10	Kc11	Kc12
1	7.5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	12.5	0.77	0.83	0.87	0.93	1.01	1.08	1.02	0.10	0.91	0.80	0.72	0.73
3	17.5	1	1	1	1.38	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.37	1	1

LID	LAI1	LAI2	LAI3	LAI4	LAI5	LAI6	LAI7	LAI8	LAI9	LAI10	LAI11	LAI12
1	1.35	1.44	1.53	1.59	1.65	1.65	1.62	1.62	1.62	1.59	1.5	1.38
2	0.83	1.3	1.73	2.23	3.27	3.33	3.13	2.83	2.73	2.30	1.70	1.00
3	1.05	1.65	2.24	2.73	4.40	4.50	4.40	4.11	3.98	3.34	2.33	1.24

Tableau K.2 – Fichier *soil.par*. *SID* correspond à la classe de sol, *cap_rise* à l'activation (1) ou non (0) de la capillarité dans le sol, *aircap* à la capacité d'air (mm) et *fc* à la capacité au champ par décimètre de sol (mm dm^{-1}).

SID	cap_rise	aircap	fc1	fc2	fc3	fc4	fc5	fc6	fc7	fc8	fc9	fc10	fc11	fc12
1	0	72	14	14	14	14	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	98	19.6	19.6	19.6	19.6	19.6	0	0	0	0	0	0	0
3	0	109	17.7	17.7	17.7	17.7	17.7	17.7	0	0	0	0	0	0
4	0	123	18.4	18.4	18.4	18.4	18.4	18.4	18.4	0	0	0	0	0
5	0	134	21.8	21.8	21.8	21.8	21.8	21.8	21.8	0	0	0	0	0
6	0	225	23.5	23.5	23.5	23.5	23.5	23.5	23.5	23.5	23.5	23.5	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau K.3 – Fichier *hgeo.par*. *GID* correspond à la classe de sous-sol, *RG1max* et *RG2max* à la capacité maximale de la nappe (mm), *kRG1* et *kRG2* au temps de vidange des réservoirs (h).

GID	RG1max	RG2max	k_RG1	k_RG2
1	800	800	240	240
2	200	200	240	240

Tableau K.4 – Fichier *rwm.par*. Fractions de chaque flux sortant d'une HRU qui rejoint la HRU voisine, le brin de rivière, le tronçon de réseau 1 et le tronçon de réseau 2 connectés à la HRU. *RMID* correspond à la classe de gestion des eaux pluviales.

RMID	HRU			
	fracRD1	fracRD2	fracRG1	fracRG2
1	1	1	1	1
2	1	1	1	1
3	1	1	1	1

RMID	REACH			
	fracRD1	fracRD2	fracRG1	fracRG2
1	1	1	1	1
2	0.3	1	1	1
3	0	1	1	1

RMID	SEWER1			
	fracRD1	fracRD2	fracRG1	fracRG2
1	0	0	0	0
2	0.7	0	0	0
3	0	0	0	0

RMID	SEWER2			
	fracRD1	fracRD2	fracRG1	fracRG2
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	1	0	0	0

Annexe L

Description des critères de performance utilisés

L.1. POURCENTAGE DE BIAIS ($PBIAS$)

$$PBIAS = 100 \times \frac{\sum (Q_{t,sim} - Q_{t,obs})}{\sum Q_{t,obs}} \quad [\%] \quad (L.1)$$

$$PBIAS = 100 \times \left(\frac{\overline{Q_{sim}}}{\overline{Q_{obs}}} - 1 \right) \quad [\%] \quad (L.2)$$

avec $Q_{t,obs}$ le débit observé ($m^3 s^{-1}$) au pas de temps t , $Q_{t,sim}$ le débit simulé ($m^3.s^{-1}$) au pas de temps t et \overline{Q} la moyenne des débits observés ou simulés. Les équations L.1 et L.2 sont équivalentes. Le critère $PBIAS$, exprimé en %, renseigne sur l'existence d'un biais de simulation. Sa valeur optimale est zéro. Un biais positif indique une tendance du modèle à surestimer, un biais négatif une tendance à sous-estimer les débits.

L.2. COEFFICIENT DE DÉTERMINATION PONDÉRÉ (wR^2)

$$wR^2 = \begin{cases} |a| \cdot R^2 & \text{si } a \leq 1 \\ \frac{1}{|a|} \cdot R^2 & \text{si } a > 1 \end{cases} \quad (L.3)$$

$$\text{avec } Q_{t,sim} = a \cdot Q_{t,obs} + b \quad (L.4)$$

$$\text{et } R^2 = \left(\frac{\sum (Q_{t,obs} - \overline{Q_{obs}}) (Q_{t,sim} - \overline{Q_{sim}})}{\sqrt{\sum (Q_{t,obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \sqrt{\sum (Q_{t,sim} - \overline{Q_{sim}})^2}} \right)^2 \quad (L.5)$$

avec a le gradient de la régression linéaire et b l'ordonnée à l'origine de l'équation de régression linéaire (équation L.4). Le coefficient de détermination R^2 , qui est le carré du coefficient de corrélation de Pearson, permet d'estimer la co-fluctuation de deux séries de données. Il décrit la

proportion de la variance totale des données observées qui peut être expliquée par le modèle. R^2 est compris entre 0 et 1. Une valeur de 0 signifie qu'il n'y a aucun lien entre les deux séries temporelles, alors qu'une valeur de 1 indique l'existence d'une relation linéaire parfaite. Au contraire du critère de Nash-Sutcliffe, le coefficient de détermination, s'il a une valeur proche de 1, n'indique pas que les deux séries observées et simulées sont semblables, mais qu'elles ont un lien de proportionnalité. Ce critère possède deux propriétés majeures : 1) il est sensible aux grandes valeurs, ce qui peut conduire à des valeurs de R^2 proche de 1 si le modèle représente bien uniquement les forts débits, 2) il est insensible aux différences additives ou proportionnelles entre les valeurs simulées et observées car il ne caractérise que la dispersion (Legates et McCabe, 1999). Des valeurs proches de 1 peuvent être obtenues même si les valeurs simulées sont très différentes des valeurs observées en amplitude (*i.e.* pour des valeurs de b qui diffèrent largement de 0) et en variabilité (*i.e.* pour des valeurs de a qui diffère largement de 1). Pour pallier à ces problèmes, Krause *et al.* (2005) proposent de calculer un coefficient de détermination pondéré par le gradient ou l'inverse du gradient de la régression linéaire, wR^2 (équation L.3). Ce coefficient est compris entre 0 et 1. Il permet de quantifier à la fois une sur- ou sous-estimation mais également la dynamique de la simulation.

L.3. CRITÈRE DE NASH-SUTCLIFFE (NSE)

$$NSE = 1 - \frac{\sum (Q_{t,obs} - Q_{t,sim})^2}{\sum (Q_{t,obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (L.6)$$

Ce critère quantifie le degré d'ajustement entre les valeurs observées et simulées en comparant l'écart quadratique moyen entre les débits simulés et observés à la variance observée. Sa valeur peut aller de $-\infty$ à 1. S'il est négatif, le débit simulé est une plus mauvaise estimation qu'un débit constant égal au débit moyen observé. Plus le critère est proche de 1, plus la série de débits simulés est semblable à la série de débits observés. Pour l'étude de longues séries temporelles, ce critère présente l'inconvénient de donner plus de poids aux événements de crue qu'aux débits moyens à faibles. Il est donc utilisé pour déterminer la capacité du modèle à représenter la dynamique en hautes eaux. Le NSE est très sensible au décalage temporel entre les valeurs simulées et observées, qui le pénalise beaucoup. Cette propriété en fait un indicateur intéressant pour analyser la capacité du modèle à avoir le bon « timing ». De nombreux auteurs ont montré les limites de ce critère (Mathevet *et al.*, 2006; Gupta *et al.*, 2008; Gupta *et al.*, 2009). Dans le cadre de la calibration de modèles hydrologiques, Gupta *et al.* (2008) proposent d'utiliser le critère de *Kling-Gupta efficiency* ou KGE qui semble être un meilleur critère que le NSE . La démarche d'évaluation présentée ici n'ayant pas pour finalité de calibrer le modèle J2000P, le critère de NSE a été conservé pour pouvoir comparer les résultats à ceux d'autres modèles.

L.4. RAPPORT DES DÉBITS SIMULÉS ET OBSERVÉS DÉPASSÉS 10 % DU TEMPS (R_{Q90})

$$R_{Q90} = \frac{Q90_{sim}}{Q90_{obs}} \quad (L.7)$$

avec $Q90_{sim}$ (resp. $Q90_{obs}$) et le débit simulé (resp. observé) dépassé 10 % du temps sur la période étudiée.

L.5. CRITÈRE DE NASH-SUTCLIFFE SUR L'INVERSE DES DÉBITS (NSE_{iQ})

$$NSE_{iQ} = 1 - \frac{\sum \left(\frac{1}{Q_{t,obs} + \epsilon} - \frac{1}{Q_{t,sim} + \epsilon} \right)^2}{\sum \left(\frac{1}{Q_{t,obs} + \epsilon} - \frac{1}{Q_{t,obs} + \epsilon} \right)^2} \quad (L.8)$$

avec ϵ une constante de faible valeur qui est ajoutée aux débits pour ne pas générer d'erreurs de calcul avec les débits nuls au dénominateur. Ce critère est proposé par [Pushpalatha *et al.* \(2012\)](#) à la place du critère de Nash-Sutcliffe calculé sur le logarithme des débits ($LNSE$). [Pushpalatha *et al.* \(2012\)](#) ont comparé différents critères proposés dans la littérature pour caractériser les performances des modèles hydrologiques à représenter les bas débits. Comme [Krause *et al.* \(2005\)](#), ils ont montré que le $LNSE$, même s'il permettait d'évaluer les performances du modèle sur la représentation des moyens à faibles valeurs de débit, était influencé par les forts débits. [Krause *et al.* \(2005\)](#) proposaient de remplacer le $LNSE$ par le critère de Nash relatif (ou NSE_r) qui donne un poids fort aux bas débits et est donc un indicateur complémentaire du NSE . Mais d'après les travaux de [Pushpalatha *et al.* \(2012\)](#) sur le poids de la distribution des débits dans le calcul de différents critères de performance pour les bas débits, le NSE_r semble aussi influencé par les moyens débits. Ils montrent que pour caractériser les performances du modèle à simuler le comportement des débits dépassés 80 % du temps, le calcul du critère de NSE_{iQ} est le plus pertinent. L'analyse de sensibilité à ϵ effectuée sur ce critère incite à choisir une valeur de ϵ égale à 10^{-2} fois le débit moyen.

L.6. RAPPORT DES DÉBITS SIMULÉS ET OBSERVÉS DÉPASSÉS 90 % DU TEMPS (R_{Q10})

$$R_{Q10} = \frac{Q10_{sim}}{Q10_{obs}} \quad (L.9)$$

avec $Q10_{sim}$ (resp. $Q10_{obs}$) et le débit simulé (resp. observé) dépassé 90 % du temps sur la période étudiée.

L.7. RAPPORT DES INDICES DE DÉBIT DE BASE SIMULÉ ET OBSERVÉ (R_{BFI})

$$R_{BFI} = \frac{BFI_{sim}}{BFI_{obs}} \quad (\text{L.10})$$

$$\text{avec } BFI = \frac{V_{base}}{V_{tot}} \quad (\text{L.11})$$

BFI est l'indice de débit de base défini par le rapport entre le volume provenant du débit de base V_{base} et le volume total écoulé V_{tot} sur la période étudiée (Lvovich, 1972; Institute of Hydrology, 1980). Il détermine la proportion de débit total du cours d'eau constituée par le débit de base. Lorsqu'il est proche de 1, les écoulements au sein du bassin étudié sont majoritairement des écoulements souterrains. Lorsqu'il tend vers 0, le stockage de l'eau dans le bassin est quasi inexistant et la part des écoulements attribuée au ruissellement prédomine. Il existe différentes méthodes de séparation des écoulements : traceurs environnementaux, méthode graphique ou filtre numérique. La méthode choisie pour calculer le BFI est celle de Lyne et Hollick (1979), reprise par Catalogne (2012) dans son analyse des régimes d'étiage en France sur la période 1970-2005. L'algorithme calcule, à chaque pas de temps t , le débit $r(t)$ attribuée à la composante de ruissellement selon l'équation suivante :

$$r(t) = \alpha \cdot r(t-1) + \frac{1+\alpha}{2} \cdot (Q(t) - Q(t-1)) \quad (\text{L.12})$$

avec α le paramètre du filtre et $Q(t)$ le débit total à l'instant t . Le débit de base $b(t)$ est alors égal à :

$$b(t) = Q(t) - r(t) \quad (\text{L.13})$$

avec $0 < b(t) < Q(t)$. Ce filtre s'applique à des séries journalières. Après une série de tests, Nathan et McMahon (1990) conseillent d'utiliser une valeur de α comprise entre 0,9 et 0,95 pour capturer correctement le débit de base. Un exemple est présenté sur la Figure L.1, pour une valeur de α égale à 0,925. Cette méthode n'est pas universelle et les travaux, plus ou moins sophistiqués, sur les méthodes de calcul des BFI sont nombreux (Chapman, 1999; Eckhardt, 2008; Willems, 2009; Gonzales *et al.*, 2009; Romanowicz, 2010; Collischonn et Mainardi, 2013, , etc.). La méthode choisie pour calculer cet indice présente des inconvénients (notamment, elle n'est valable qu'au pas de temps journalier) mais son utilisation est simple et elle permet de comparer les observations et les simulations en calculant le R_{BFI} . Contrairement aux autres critères statistiques présentés ci-dessus, le R_{BFI} renseigne sur la capacité de modèle à bien simuler certains processus hydrologiques (partition ruissellement/débit de base). Il présente cependant un inconvénient majeur : il peut être biaisé si les volumes totaux observés et simulés sont très différents.

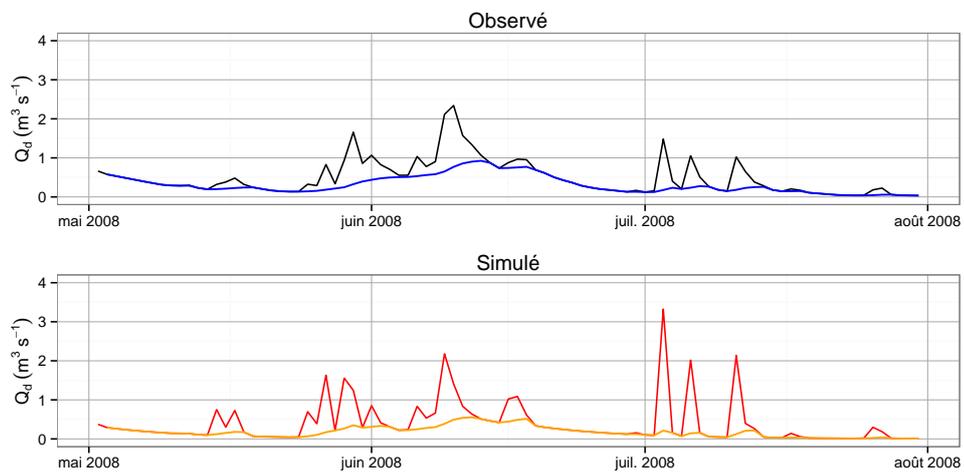


Figure L.1 – Chronique de débit de base sur l'été 2008 obtenue à partir des débits moyens journaliers, simulés et observés à Taffignon

Annexe M

Évaluation du modèle J2000P

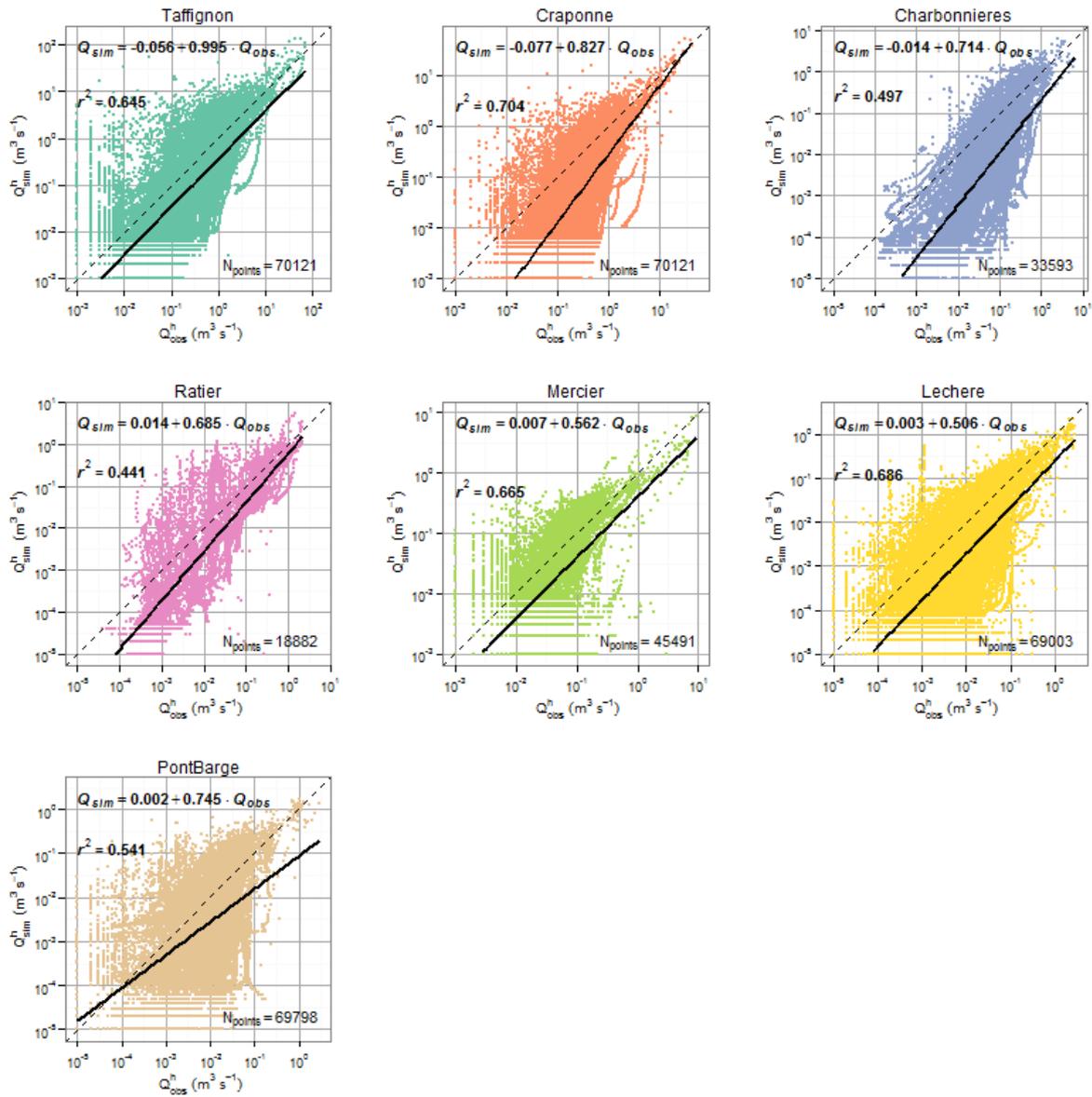


Figure M.1 – Scatterplot pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012 au pas de temps horaire et à l'échelle logarithmique. La ligne en pointillé représente la droite $y = x$. La ligne en trait plein représente la droite de la régression linéaire. Son équation et le coefficient de détermination sont mentionnés sur chacun des graphiques.

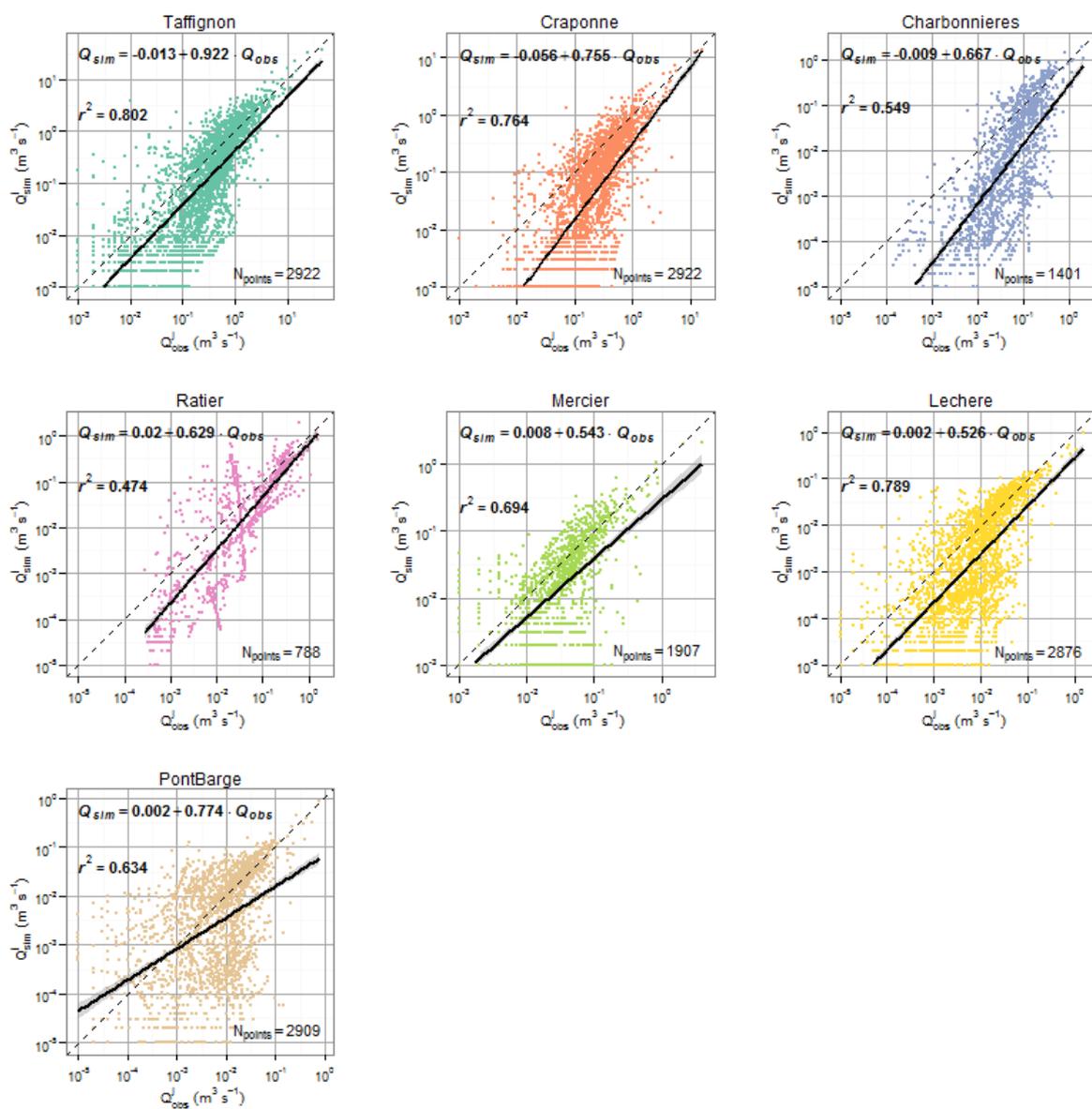


Figure M.2 – Scatterplot pour chacun des sous-bassins sur la période 2005-2012 au pas de temps agrégé journalier et à l'échelle logarithmique. La ligne en pointillé représente la droite $y=x$. La ligne en trait plein représente la droite de la régression linéaire. Son équation et le coefficient de détermination sont mentionnés sur chacun des graphiques.

Annexe N

Analyse de sensibilité globale du modèle J2000P

La méthode RSA a été utilisée en s'appuyant sur un métamodèle basé sur des réseaux de neurones pour diminuer les temps de calcul. La distribution de probabilité des valeurs des paramètres a été choisie uniforme au sein des intervalles préalablement fixés. Les mêmes paramètres ont été choisis pour réaliser une analyse de sensibilité globale et les intervalles de variation de ces paramètres ont été fixés en fonction des résultats de l'analyse de sensibilité « pas à pas » (Tableau N.1). Un échantillonnage selon la méthode de Monte-Carlo a permis de générer 15 000 jeux de paramètres d'entrée du modèle dans l'espace des paramètres possibles. Une fois l'ensemble des simulations réalisées pour ces jeux de paramètres, les indices de sensibilité ont été calculés pour les critères de NSE et le PBIAIS. Les premiers résultats semblent cohérents avec le travail présenté dans le chapitre 6 (Tableau N.2) mais des analyses supplémentaires sont nécessaires.

Tableau N.1 – Paramètres utilisés dans l'analyse globale et intervalles de variation

Module	Paramètres	Intervalle	Contraintes
Interception	H_{init}	[0.1 - 2]	
Sol	$\beta_{Inf} = C_{Inf} \cdot \beta^r e f_{Inf}$ $LPS_{max,i} = C_{LPS} \cdot LPS_{max,i,ref}$ $MPS_{max,i}^r = C_{MPS} \cdot MPS_{max,i,ref}^r$ $C_{LatVert}$ C_{outLPS} C_{RD1} C_{RD2}	$\alpha \in [0,9 - 1,5]$ $C_{LPS} = [0,75 - 1,5]$ $C_{MPS} = [0,50 - 1,25]$ [0,5 - 3] [1-20] [1-10] [1-240]	$\beta_{Inf} \leq 1$ $C_{RD2} > C_{RD1}$
Réseau	$\tau_{cnx,i,HRU}^{RD1}$	[0 - 1,0]	
Nappe	τ_{RG1}	[240-720]	
DO	Seuil c	[0,1-1,0]	
Rivière	Rugosité λ	[15-25]	

Tableau N.2 – Résultats de l'analyse de sensibilité par RSA sur les critères de NSE et PBAIS

Paramètres	NSE	PBAIS	wR ²	NSE _{iQ}	R _{Q10}	R _{Q90}
H_{init}	0,02	0,01	0,005	0,017	0,089	0,013
C_{Inf}	0,09	0,02	0,095	0,034	0,006	0,025
C_{LPS}	0,08	0,16	0,178	0,141	0,056	0,140
C_{MPS}	0,22	0,29	0,093	0,207	0,089	0,261
$C_{LatVert}$	0,03	0,02	0,018	0,007	0,019	0,027
C_{outLPS}	0,16	0,36	0,116	0,319	0,229	0,278
C_{RD1}	0,06	0,01	0,080	0,037	0,022	0,031
C_{RD2}	0,15	0,01	0,201	0,046	0,015	0,090
$\tau_{cns,i,HRU}^{RD1}$	0,04	0,10	0,110	0,123	0,025	0,093
τ_{RG1}	0,12	0,01	0,087	0,045	0,417	0,028
c	0,01	0,01	0,012	0,007	0,009	0,007
λ	0,02	0,01	0,005	0,016	0,023	0,008

Annexe O

Construction des scénarios d'usage du sol à l'horizon 2030

O.1. MÉTHODOLOGIE

Pour construire les scénarios d'évolution de l'usage du sol, un atelier de prospective territoriale regroupant un panel d'experts locaux, aux compétences et spécialités diverses, issus d'organismes différents a été organisé. Les experts ont été sollicités en fonction de leurs compétences en matière d'aménagement du territoire, de planification et de gestion des environnements naturels et urbains, pour que la majorité des types d'utilisation du sol soit prise en compte. L'atelier s'est organisé en quatre temps de mai à juillet 2010 :

1. l'usage du sol du bassin versant, reconstituée à différentes dates (1945, 1970, 1990 et 2008), a été présentée aux participants, leur donnant une vue des changements passés de l'utilisation du sol. L'interprétation de ces changements a conduit à une première série d'échanges.
2. les participants ont réfléchi aux évolutions possibles de l'usage du sol dans le bassin à l'horizon 2030, à partir des changements constatés dans le passé. L'objectif était d'identifier les facteurs de maintien ou de changement dans le futur des dynamiques identifiées. Ce travail de réflexion collective a débouché sur la production de grands scénarios d'évolution du territoire à long terme, susceptibles de se traduire par des transformations de l'usage du sol.
3. l'équipe d'animation a traduit ces scénarios en modèles de simulation informatique de changement d'usage du sol. Pour chacun de ces scénarios des cartes d'usage du sol en 2030 ont été réalisées, au format raster avec une résolution de 10 m. Ces cartes ont été comparées et discutées dans l'atelier.
4. le travail s'est conclu sur une restitution des résultats aux participants de l'atelier d'abord, puis à un collectif plus large d'élus et d'habitants du bassin versant. Une série de présentations de la démarche a permis de confronter les hypothèses émises à des cénacles de chercheurs et de professionnels variés.

Dans l'atelier, il n'était pas envisageable de présenter toutes les combinaisons possibles des simulations correspondant aux trois thèmes retenus (étalement urbain, impact des mesures de

la planification, devenir de l'agriculture). L'analyse ne prenant sens que par la comparaison des variantes, seules les plus significatives d'entre elles ont été conservées. Par ailleurs, toutes les combinaisons ne sont pas pertinentes. Au final, six scénarios ont été choisis par les animateurs pour produire des simulations.

O.2. PRÉSENTATION DE L'OUTIL UTILISÉ

L'outil utilisé pour quantifier et cartographier les changements de l'usage du sol passée, en extraire un modèle global de changements et simuler l'évolution à long terme, est le module Land Change Modeler¹ (LCM) du logiciel Idrisi, développé par le Clark Lab de l'Université de Worcester aux Etats-Unis. Il met en œuvre des méthodes et techniques classiques pour ce type de modélisation (chaînes de Markov, analyse statistique et réseau de neurones, automates cellulaires et allocation multi-objectifs²). Intégré dans un environnement de Système d'Information Géographique, son mode d'assistance facilite le travail et permet à un non spécialiste de le mettre en œuvre. Ce module permet de construire un modèle global de répartition de l'usage du sol dans le futur, à partir de l'observation des transitions d'un type d'usage du sol à un autre, en fonction de facteurs géographiques ou physiques.

O.3. CARTOGRAPHIE DES SCÉNARIOS

1. <http://www.clarklabs.org/products/Land-Change-Modeling-IDRISI.cfm>

2. LCM n'utilise pas de systèmes multiagents, autre technique souvent employée dans la simulation de l'occupation du sol.

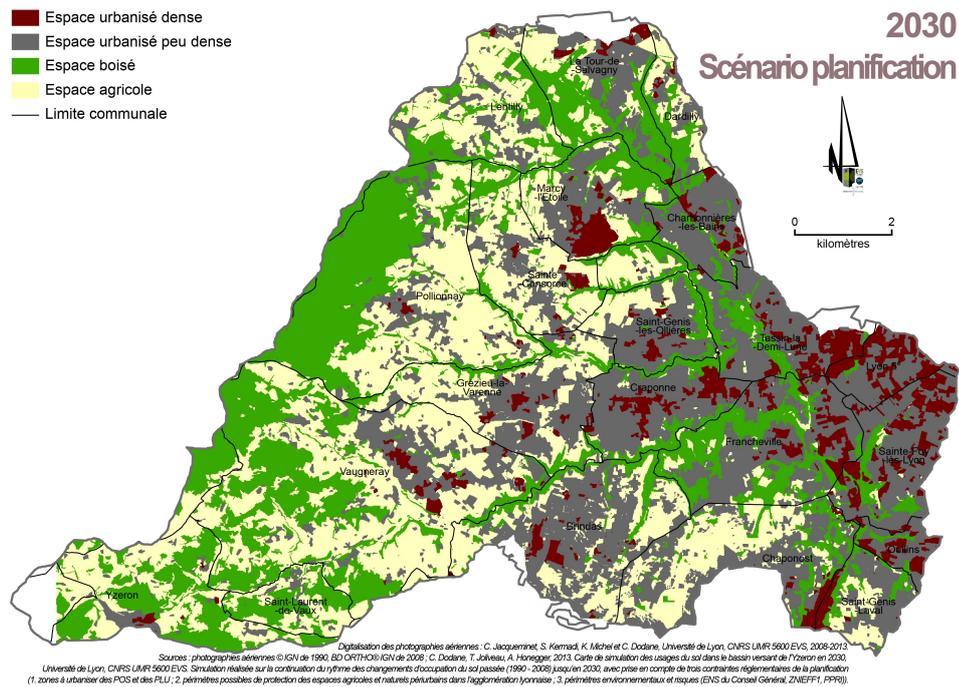


Figure O.1 – Simulation des effets des outils de planification dans le bassin versant de l'Yzeron en 2030

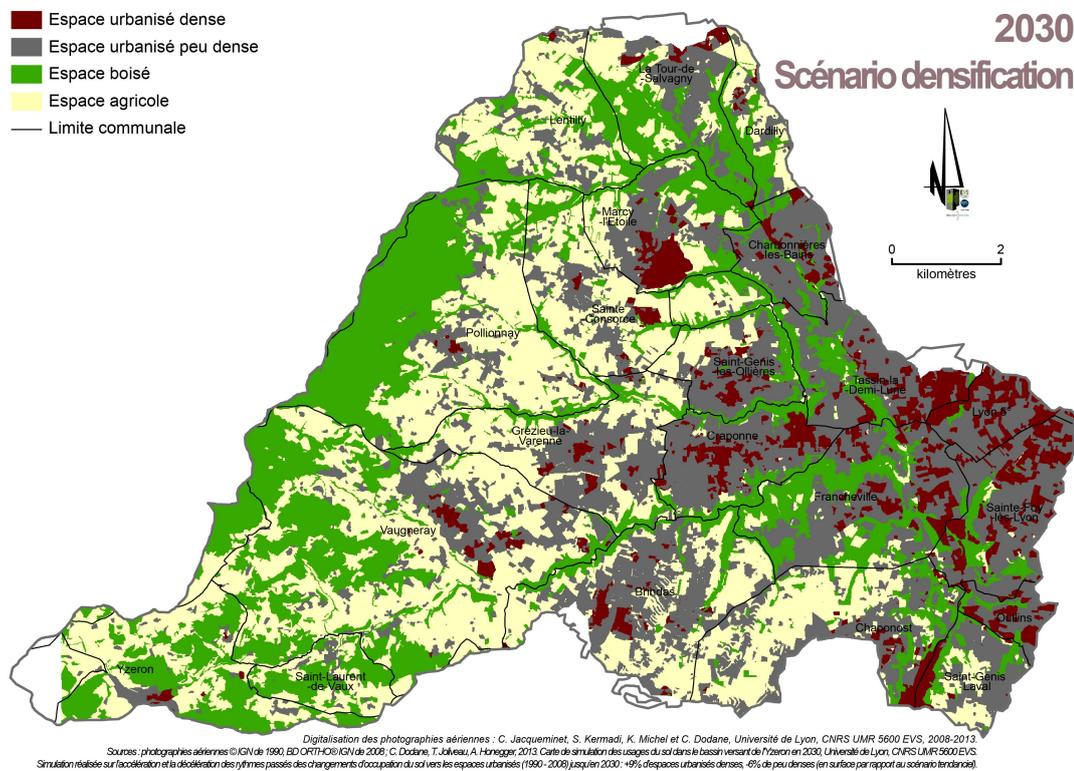


Figure O.2 – Simulation d'un effort de densification dans le bassin versant de l'Yzeron en 2030

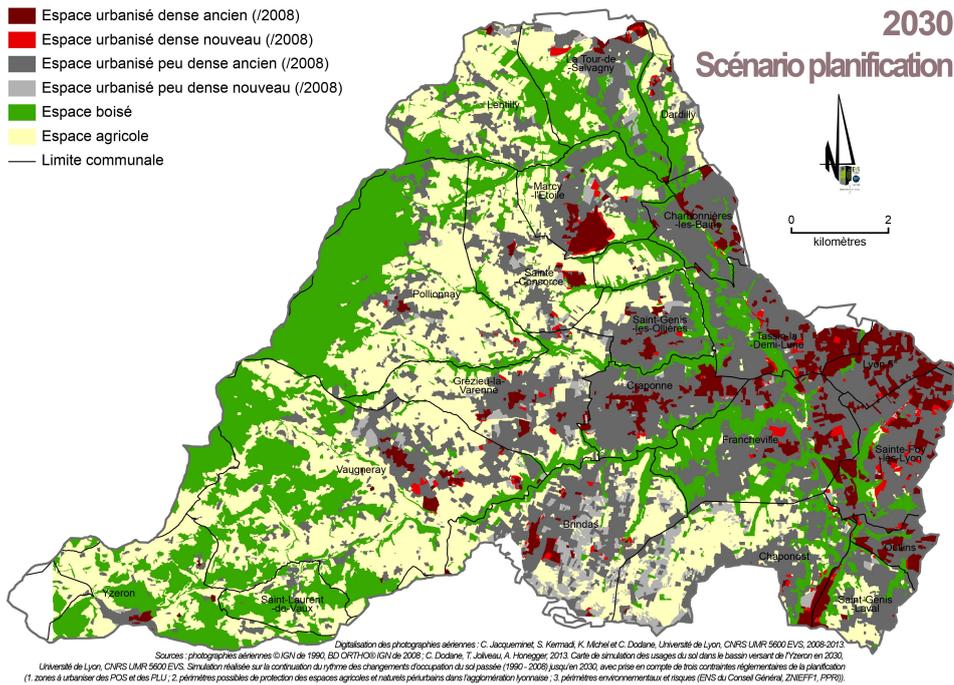


Figure O.3 – Scénario de planification de l'usage du sol à l'horizon 2030 avec la distinction entre l'urbain ancien et l'urbain récent

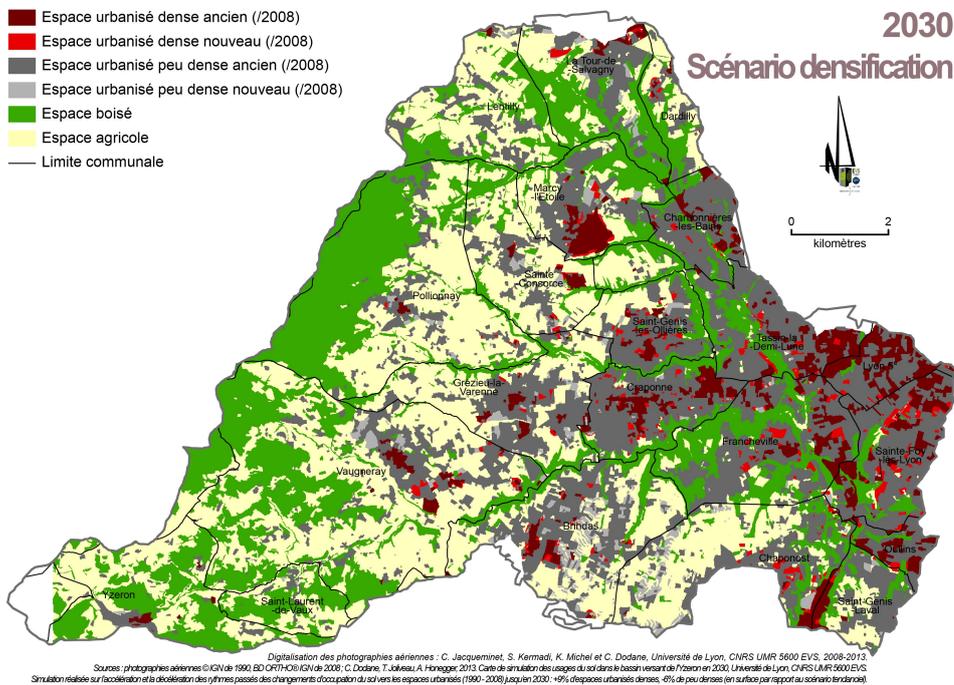


Figure O.4 – Scénario de densification de l'usage du sol à l'horizon 2030 avec la distinction entre l'urbain ancien et l'urbain récent

BIBLIOGRAPHIE

Bibliographie

- ABBOTT, M., BATHURST, J., CUNGE, J., O'CONNELL, P. et RASMUSSEN, J. (1986a). An introduction to the European Hydrological System, Systeme Hydrologique Europeen, SHE, 1 : History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87(1-2):45–59.
- ABBOTT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., OCONNELL, P. E. et RASMUSSEN, J. (1986b). An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, SHE .2. Structure of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology*, 87(1-2):61–77.
- ADAMOVIĆ, M. (2014). *Development of a data-driven distributed hydrological model for regional scale catchments prone to Mediterranean flash floods. Application to the Ardèche catchment, France*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, France.
- ALI, M., KHAN, S., ASLAM, I. et KHAN, Z. (2011). Simulation of the impacts of land-use change on surface runoff of Lai Nullah Basin in Islamabad, Pakistan. *Landscape and Urban Planning*, 102(4):271–279.
- ALLEN, R. G., LUIS, S., PEREIRA, L., RAES, D. et SMITH, M. (1998). *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (F.A.O.), FAO, Rome.
- ALLEY, W. et SMITH, P. (1982). Distributed routing rainfall-runoff model : version II. Multi-event urban runoff quality model. Open File Report 82-344/764. Rapport technique, U.S. Geological Survey, Washington, D.C.
- ALLEY, W. et VEENHUIS, J. (1983). Effective impervious area in urban runoff modelling. *Journal of Hydraulic Engineering*, 109(2):313–319.
- AMBROISE, B. (1999). *La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles*. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, HGA Bucarest.
- ANDRÉASSIAN, V., ODDOS, A., MICHEL, C., ANCTIL, F., PERRIN, C. et LOUMAGNE, C. (2004a). Impact of spatial aggregation of inputs and parameters on the efficiency of rainfall-runoff models : A theoretical study using chimera watersheds. *Water Resources Research*, 40(5).
- ANDRÉASSIAN, V., PERRIN, C., BERTHET, L., LE MOINE, N., LERAT, J., LOUMAGNE, C., OUDIN, L., MATHEVET, T., RAMOS, M.-H. et VALÉRY, A. (2009). Crash tests for a standardized evaluation of hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 13:1757–1764.
- ANDRÉASSIAN, V., PERRIN, C. et MICHEL, C. (2004b). Impact of imperfect potential evapotranspiration knowledge on the efficiency and parameters of watershed models. *Journal of Hydrology*, 286(1-4):19 – 35.
- ANDRÉASSIAN, V., PERRIN, C., MICHEL, C. et USART-SANCHEZ, I. and Lavabre, J. (2001). Impact of imperfect rainfall knowledge on the efficiency and the parameters of watershed models. *Journal of Hydrology*, 250(1-4):206–223.
- ANDRIEU, H. et CHOCAT, B. (2004). Introduction to the special issue on urban hydrology. *Journal of Hydrology*, 299(3-4):163–165.
- ARGENT, R., PODGER, G., GRAYSON, R., FOWLER, K. et MURRAY, N. (2007). E2 - Catchment modelling software. Rapport technique, eWater, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia.
- ARMSTRONG, R. et MARTZ, L. (2008). Effects of reduced land cover detail on hydrological model response.

- Hydrological Processes*, 22(14):2395–2409.
- ARNOLD, J., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. et WILLIAMS, J. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part I : Model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 34(1):73–89.
- ARNOLD, J. G. et FOHRER, N. (2005). SWAT2000 : current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19(3):563–572.
- ASCE (1993). Criteria for evaluation of watershed models. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 119(3):429–442.
- ASHAGRIE, A., DE LAAT, P., DE WIT, M., TU, M. et UHLENBROOK, S. (2006). Detecting the influence of land use changes on discharges and floods in the Meuse River Basin - The predictive power of a ninety-year rainfall-runoff relation? *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(5):691–701.
- BACH, M., MUSCHALLA, D., SCHRÖTER, K. et OSTROWSKI, M. (2007). Integrated model approaches for urban waste water systems and diffuse sources. *In Novatech 2007*, pages 515–522, Lyon, France.
- BACH, M. et OSTROWSKI, M. (2013). Analysis of intensively used catchments based on integrated modelling. *Journal of Hydrology*, 485:148 – 161.
- BARDSLEY, W. E. (2013). A goodness of fit measure related to r2 for model performance assessment. *Hydrological Processes*, 27(19):2851–2856.
- BARRON, O., BARR, A. et DONN, M. (2013). Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. *Journal of Hydrology*, 485:162–176.
- BEASLEY, D.B. and Huggins, L. et MONKE, E. (1980). ANSWERS : a model for watershed planning. *Trans. ASAE*, 23:938–944.
- BECKER, A., KLÖCKING, B. et LAHMER, W. and Pfützner, B. (2002). *Mathematical models of large watershed hydrology*, chapitre The hydrological modelling system ARC/EGMO. Singh, V. P. and Frevert, D. K.
- BEIGHLEY, R. E., MELACK, J. M. et DUNNE, T. (2003). Impacts of california’s climatic regimes and coastal land use change on streamflow characteristics. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(6):1419–1433.
- BEIGHLEY, R. E. et MOGLEN, G. E. (2002). Trend assessment in rainfall-runoff behavior in urbanizing watersheds. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(1):27–34.
- BENNANI, Y. (2006). *Apprentissage connexionniste*. Lavoisier.
- BERTHIER, E., ANDRIEU, H. et CREUTIN, J. D. (2004). The role of soil in the generation of urban runoff : development and evaluation of a 2d model. *Journal of Hydrology*, 299(3-4):252–266.
- BEVEN, K. (1989). Changing ideas in hydrology - the case of physically-based models. *Journal of Hydrology*, 105(1-2):157–172.
- BEVEN, K. (2001a). *Rainfall - Runoff Modelling : The Primer*. John Wiley & Sons.
- BEVEN, K. et YOUNG, P. (2013). A guide to good practice in modeling semantics for authors and referees. *Water Resources Research*, 49(8):5092–5098.
- BEVEN, K. J. (2001b). On hypothesis testing in hydrology. *Hydrological Processes*, 15:1655–1657.
- BEVEN, K. J. et KIRKBY, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1):43–69.
- BICKNELL, B., IMHOFF, J., KITTLE, J., JOBES, T. et DONIGIAN, A. (2005). Hydrological simulation program - Fortran : HSPF Version 12.2 User’s Manual. Rapport technique, U.S. Environmental Protection Agency : Athens, GA.
- BIEGEL, M., SCHANZE, J. et KREBS, P. (2005). ArcEGMO-URBAN - Hydrological model for point sources in river basins. *Water Science & Technology*, 52(5):249–256.
- BIONDI, D., FRENI, G., IACOBELLIS, V., MASCARO, G. et MONTANARI, A. (2012). Validation of hydrological

- models : Conceptual basis, methodological approaches and a proposal for a code of practice. *Physics and Chemistry of the Earth*, 42:70–76.
- BLOSCHL, G. et SIVAPALAN, M. (1995). Scale issues in hydrological modelling : a review. *Hydrological Processes*, 9(3-4):251–290.
- BONCOMPAIN, J. (2009). Analyse diachronique de l'occupation du sol entre 1945 et 2008 par télédétection d'un bassin versant périurbain soumis aux inondations : l'Yzeron (Lyon). Mémoire de D.E.A., Université Jean Monnet, Saint-Etienne.
- BOOTH, D. B. et JACKSON, C. J. (1997). Urbanization of aquatic systems - degradation thresholds, stormwater detention, and the limits of mitigation. *Water Resources Bulletin*, 33:1077–1090.
- BORAH, D. K. (2011). Hydrologic procedures of storm event watershed models : a comprehensive review and comparison. *Hydrological Processes*, 25(22):3472–3489.
- BORMANN, H., BREUER, L., GROFF, T., HUISMAN, J. et CROKE, B. (2009). Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modelling (luchem) iv : Model sensitivity to data aggregation and spatial (re-)distribution. *Advances in Water Resources*, 32(2):171–192.
- BORMANN, H., DIEKKRÜGER, B. et RENSCHLER, C. (1999). Regionalisation concept for hydrological modelling on different scales using a physically based model : Results and evaluation. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B : Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 24(7):799 – 804.
- BOURRIER, R. (1997). *Les réseaux d'assainissement, calculs, applications, perspectives*. Technique et documentation.
- BOUVIER, C., FUENTES, M. G. et DOMINGUEZ, M. (1994). MERCEDES : un modèle hydrologique d'analyse et de prévision de crues en milieu hétérogène. In *Crues et inondations. Journées de l'Hydraulique*, 23, pages 257–260, Nîmes (FRA).
- BOWLING, L. C., STORCK, P. et LETTENMAIER, D. P. (2000). Hydrologic effects of logging in western Washington, United States. *Water Resources Research*, 36:3223–3240.
- BOX, G. E. P. and Draper, N. R. (1987). *Empirical model-building and response surfaces. Wiley series in probability and mathematical statistics*. John Wiley & Sons.
- BOYD, M., BUFILL, M. et KNEE, R. (1993). Pervious and impervious runoff in urban catchments. *Hydrological Science Journal*, 38(6):463–478.
- BRAKENSIEK, D., ENGLEMAN, R. et RAWLS, W. (1981). Variation within texture classes of soil water parameters. *Transactions of the ASAE*, 24(2):335–339.
- BRANGER, F. (2007). *Utilisation d'une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille-et-Vilaine)*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble I, Grenoble, France.
- BRANGER, F. (2008). Réseau de mesures hydrométriques et pluviométriques sur le bassin versant de l'Yzeron. Courbes de tarage des stations de débit existantes. Rapport technique, Irstea Lyon, HHLY.
- BRANGER, F., BRAUD, I., DEBIONNE, S., VIALLET, P., DEHOTIN, J., HÉNINE, H., NÉDÉLEC, Y. et ANQUETIN, S. (2010). Towards multi-scale integrated hydrological models using the LIQUID framework. Overview of the concepts and first application examples. *Environmental Modeling and Software*, 25:1672–1681.
- BRANGER, F., KERMADI, S., JACQUEMINET, C., MICHEL, K., LABBAS, M., KRAUSE, P., KRALISCH, S. et BRAUD, I. (2013). Assessment of the influence of land use data on the water balance components of a peri-urban catchment using a distributed modelling approach. *Journal of Hydrology*, 505:312 – 325.
- BRANGER, F., LE COZ, J., RENARD, B. et BONNIFAIT, L. (2012). Méthode d'estimation des incertitudes sur les courbes de tarage. Fiche technique OTHU Nn°. 26. Rapport technique, OTHU.
- BRAS, R. et PERKINS, F. (1975). Effects of urbanization on a catchment response. *J. of Hydraulics Division*, 101(3):451–466.

- BRAUD, I. (2008). Analyse des données pluie-débit sur les sous-bassins du Mercier et de la Chaudanne. Période 1997-2007. Données de base, critique de données pluies, programmes Fortran et utilisation de R pour cette analyse, résultats. Rapport technique, Irstea Lyon-Villeurbanne.
- BRAUD, I. (2011). Méthodologie d'analyse de tendances sur de longues séries hydrométéorologiques. Fiche technique OTHU n°23. Rapport technique, OTHU.
- BRAUD, I., BRANGER, F., CHANCIBAULT, K., JACQUEMINET, C., BREIL, P., CHOCAT, B., DEBIONNE, S., DODANE, C., HONEGGER, A., JOLIVEAU, T., KERMADI, S., LEBLOIS, E., LIPEME KOUYI, G., MICHEL, K., MOSINI, M., RENARD, F., RODRIGUEZ, F., SARRAZIN, B., SCHMITT, L., ANDRIEU, H., BOCHER, E., COMBY, J. et VIALLET, P. (2011). Assessing the Vulnerability of PeriUrban Rivers. Rapport scientifique final . Rapport technique, Projet AVuPUR (ANR-07-VULN-01).
- BRAUD, I., BREIL, P., THOLLET, F., LAGOUY, M., BRANGER, F., JACQUEMINET, C., KERMADI, S. et MICHEL, K. (2013a). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal of Hydrology*, 485:5 – 23.
- BRAUD, I., CHANCIBAULT, K., DEBIONNE, S., LIPEME KOUYI, G., SARRAZIN, B., JACQUEMINET, C., ANDRIEU, H., BÉAL, D., BOCHER, E., BOUTAGHANE, H., BRANGER, F., BREIL, P., CHOCAT, B., COMBY, J., DEHOTIN, J., DRAMAIS, G., FURUSHO, C., GAGNAGE, M., GONZALEZ-SOSA, E., GROSPRÊTRE, L., HONEGGER, A., JANKOWFSKY, S., JOLIVEAU, T., KERMADI, S., LAGOUY, M., LEBLOIS, E., MARTIN, J., MAZAGOL, P., MICHELL, K., MOLINES, N., MOSINI, M., PUECH, C., RENARD, F., RODRIGUEZ, F., SCHMITT, L., THOLLET, F. et VIALLET, P. (2010). The AVuPUR project (assessing the vulnerability of peri-urbans rivers) : experimental set up, modelling strategy and first results. *In Proceedings of the 7th Novatech 2010 Conference*, page 10, Lyon, France.
- BRAUD, I., FLETCHER, T. et ANDRIEU, H. (2013b). Hydrology of peri-urban catchments : Processes and modelling. *Journal of Hydrology*, 485:1–4.
- BREIL, P., LAFONT, M., VIVIER, A., NAMOUR, P. et SCHMITT, L. (2007). Effects of combined sewer overflows on a periurban stream ecosystem : methodological approach. *In International Symposium on New Directions in Urban Water Management*, UNESCO Headquarters, Paris, France.
- BREIL, P., RADOJEVIC, B. et CHOCAT, B. (2010). Urban development and extreme flow regimes changes. *In Proceedings of the 6th Friend Conference « Global change : facing risks and threats to water resources »*, volume 340, pages 314–319, Fez, Morocco.
- BREMICKER, M. (2000). Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. *In Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 11*. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg.
- BRONSTERT, A., BARDOSSY, A., BISMUTH, C., BUIVEVELD, H., DISSE, M., ENGEL, H., FRITSCH, U., HUNDECHA, Y., LAMMERSEN, R., NIEHOFF, D. et RITTER, N. (2007). Multi-scale modelling of land-use change and river training effects on floods in the rhine basin. *River Research and Applications*, 23(10):1102–1125.
- BRONSTERT, A., NIEHOFF, D. et BURGER, G. (2002). Effects of climate and land-use change on storm runoff generation : present knowledge and modelling capabilities. *Hydrological Processes*, 16(2):509–529.
- BROOKS, R. et COREY, A. (1964). Hydraulic properties of porous media. hydrology paper no 3. Rapport technique, Colorado State University, Fort Collins.
- BRUN, S. et BAND, L. (2000). Simulating runoff behavior in an urbanizing watershed. *Computers, Environment and Urban Systems*, 24(1):5 – 22.
- BURNS, D., VITVAR, T., MCDONNELL, J., HASSETT, J., DUNCAN, J. et KENDALL, C. (2005). Effects of suburban development on runoff generation in the Croton River basin, New York, USA. *Journal of Hydrology*, 311(1-4):266–281.
- CARLIER, M. (1972). *Hydraulique générale et appliquée*. Eyrolles.
- CATALOGNE, C. (2012). *Amélioration des méthodes de prédétermination des débits de référence d'étiage en sites peu ou pas jaugés*. Thèse de doctorat, Irstea.
- CHANCIBAULT, K. et RODRIGUEZ, F. (2014). Projet ROSENHY : résultats et perspectives-Rapport scientifique

- détaillé. Rapport technique,IRSTV-IFSTTAR.
- CHAPMAN, T. (1999). A comparison of algorithms for stream flow recession and baseflow separation. *Hydrological processes*, 13(5):701–714.
- CHAPUIS, G. (2010). Analyses de données hydrologiques pluie-débit sur le bassin versant de l'Yzeron. Mémoire de D.E.A., INP Toulouse ENSEEIHT.
- CHEN, E. et MACKAY, D. (2004). Effects of distribution-based parameter aggregation on a spatially distributed agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology*, 295(1-4):211–224.
- CHEN, S. (2014). évaluation d'un simulateur spatio-temporel de pluie. Mémoire de D.E.A., Université Lyon.
- CHOCAT, B. (1997a). *Encyclopédie de l'Hydrologie Urbaine et de l'Assainissement*, chapitre Techniques alternatives. Lavoisier.
- CHOCAT, B. (1997b). Le rôle possible de l'urbanisation dans l'aggravation du risque d'inondation : l'exemple de l'Yzeron à Lyon / the potential role of urbanization in increasing the risk of flooding : the example of the Yzeron in Lyon. *Revue de géographie de Lyon*, 72(4):273–280.
- CHOCAT, B., ASHLEY, R., MARSALEK, J., MATOS, M., RAUCH, W., SCHILLING, W. et URBONAS, B. (2004). Urban drainage : Out-Of-Sight-Out-of-Mind. In *NOVATECH 2004, 5th International Conference on sustainable techniques and strategies in urban water management*.
- CHOCAT, B. et BRELOT, E. (2002). Eaux pluviales à la ville et à la campagne. In *Journée départementale des eaux pluviales*, Thyez (74).
- CHOCAT, B., KREBS, P., MARSALECK, J., RAUCH, W. et SCHILLING, W. (2001). Urban drainage redefined : from stormwater removal to integrated management. *Water Science and Technology*, 43:61–68.
- CHOI, W. et DEAL, B. (2008). Assessing hydrological impact of potential land use change through hydrological and land use change modeling for the Kishwaukee River basin (USA). *Journal of Environmental Management*, 88(4):1119–1130.
- CHORMANSKI, J., VAN DE VOORDE, T., DE ROECK, T., BATELAAN, O. et CANTERS, F. (2008). Improving distributed runoff prediction in urbanized catchments with remote sensing based estimates of impervious surface cover. *Sensors*, 8(2):910–932.
- CHOW, V. (1959). *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill, Toronto.
- CLARK, M., KAVETSKI, D. et FENICIA, F. (2011). Pursuing the method of multiple working hypotheses for hydrological modeling. *Water Resources Research*, 47(9).
- COLLISCHONN, W. et MAINARDI, F. F. (2013). Defining parameters for Eckhardt's digital baseflow filter. *Hydrological Processes*, 27(18):2614–2622.
- COTTER, A. S., CHAUBEY, I., COSTELLO, T. A., SOERENS, T. S. et NELSON, M. A. (2003). Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(4):977–986.
- COTTET, M. (2005). évolution de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Yzeron au 20^e siècle : premiers éléments pour un diagnostic hydrologique. Mémoire de D.E.A., Université Lyon III.
- CROCHEMORE, L., PERRIN, C., ANDRÉASSIAN, V., EHRET, U., SEIBERT, S., GRIMALDI, S., GUPTA, H. et PATUREL, J.-E. (2014). Comparing expert judgement and numerical criteria for hydrograph evaluation. *Hydrological Sciences Journal*.
- CUKIER, R., LEVINE, H. et SHULER, K. (1978). Nonlinear sensitivity analysis of multiparameter model systems. *J Comput Phys*, 26:1–42.
- CUNGE, J. A. (1969). On the subject of a flood propagation computation method (Muskingum method). *Journal of Hydraulic Research*, 7(2):205–230.
- CUO, L., LETTENMAIER, D., ALBERTI, M. et RICHEY, J. (2009). Effects of a century of land cover and climate

- change on the hydrology of the puget sound basin. *Hydrological Processes*, 23(6):907–933.
- CUO, L., LETTENMAIER, D. P., MATTHEUSSEN, B. V., STORCK, P. et WILEY, M. (2008). Hydrologic prediction for urban watersheds with the distributed hydrology-soil-vegetation model. *Hydrological Processes*, 22(21):4205–4213.
- DE FARCY, H. (1950). *Paysans du Lyonnais, la vie agricole dans la vallée de l'Yzeron*. Institut des études rhodaniennes de l'Université de Lyon.
- DEGOUTTE, G. (2012). *Diagnostic, aménagement et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviales appliquées (2e éd.)*. Lavoisier, Paris.
- DEHCHALI, J. S. (1997). *La modélisation de la transformation pluie-débit sur les bassins versants périurbains*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, INSA.
- DEHOTIN, J. (2009). Projet AVuPUR - Assessing the Vulnerability of Peri-Urban Rivers- Contribution au WP3 « Simplified representation at the catchments scale ». Découpage spatial et caractérisation des unités de modélisation de l'Yzeron. Rapport technique, Cemagref Lyon.
- DEHOTIN, J. et BRAUD, I. (2008). Which spatial discretization for distributed hydrological models? proposition of a methodology and illustration for medium to large-scale catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(3):769–796.
- DEQUE, M., DREVEYON, C., BRAUN, A. et CARIOLLE, D. (1994). The ARPEGE/IFS atmosphere model - A contribution to the French community climate modeling. *Climate Dynamics*, 10(4-5):249–266.
- DESBORDES, M. (1989). Principales causes d'aggravation des dommages dus aux inondations par ruissellement superficiel en milieu urbanisé. *Bulletin hydrologie urbaine - SHF*, 4:2–10.
- DHI (1996). *An Integrated Modelling Package for Urban Drainage and Sewer Systems, MOUSE, User Manual, Version 4.0*.
- DHI (2011). *Mike Urban cs : Building a Simple Mouse Model in Mike Urban. Step-by-step Training Guide*.
- DODANE, C., JOLIVEAU, T., HONEGGER, A. et MOLINES, N. (2010). Atelier Yzeron. Simuler les changements d'occupation du sol à l'horizon 2030. Rapport technique, CNRS UMR EVS.
- DODANE, C., JOLIVEAU, T. et RIVIÈRE-HONEGGER, A. (2014). Simuler les évolutions de l'utilisation du sol pour anticiper le futur d'un territoire. *Cybergeo : European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*, 689.
- DODANE, C. et LABBAS, M. (2014). Simulation des évolutions de l'usage du sol en 2030 - Projet ROSENHY. Rapport technique, CNRS UMR 5600 Environnement-Ville-Société, Irstea Lyon-Villeurbanne.
- DORVAL, F. (2011). *Mise au point de techniques de traitement de données en continu pour l'identification des composantes de débit à l'exutoire des bassins versants urbains : étude de cas des bassins versants Django Reinhardt et Ecully*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- DOW, C. L. et DEWALLE, D. R. (2000). Trends in evaporation and bowen ratio on urbanizing watersheds in eastern united states. *Water Resources Research*, 36(7):1835–1843.
- DOWNER, C., OGDEN, F., NEIDZIALEK, J. et LIU, S. (2006). *Watershed Models*, chapitre Chapter 6 : Gridded surface/subsurface hydrologic analysis (GSSHA) model : a model for simulating diverse streamflow-producing process, pages 131–157. CRC Taylor and Francis : Boca Raton, Fl.
- DURAND, Y., BRUN, E. et MARTIN, E. (1993). A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciology*, 18:65–71.
- ECKHARDT, K. (2008). A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology*, 352(1-2):168–173.
- FAURE, J.-B. (2007). Documentation théorique du code MAGE. Rapport technique, Cemagref Lyon.
- FINK, M., KRAUSE, P., KRALISCH, S., BENDE-MICHL, U. et FLUGEL, W.-A. (2007). Development and application

- of the modelling system j2000-s for the eu-water framework directive. *Advances in Geosciences*, 11:123–130. cited By (since 1996)15.
- FISCHER, C. (2013). *Automatische Kalibrierung hydrologische Modelle - Entwicklung und Anwendung des Kalibrierungssystems OPTAS*. Thèse de doctorat, Friederich-Schiller Universität Jena.
- FLETCHER, T., ANDRIEU, H. et HAMEL, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters : A state of the art. *Advances in Water Resources*, 51:261–279.
- FLÜGEL, W. A. (1995). Delineating hydrological response units by geographical information-system analyses for regional hydrological modeling using prms/mms in the drainage-basin of the river brot, germany. *Hydrological Processes*, 9(3-4):423–436.
- FRANCOS, A., ELORZAB, F., BOURAOUIA, F., BIDOGLIOA, G. et GALBIATIA, L. (2003). Sensitivity analysis of distributed environmental simulation models : understanding the model behaviour in hydrological studies at the catchment scale. *Reliability Engineering and System Safety*, 79:205–218.
- FREER, J., BEVEN, K. J. et AMBROISE, B. (1996). Bayesian estimation of uncertainty in runoff prediction and the value of data : An application of the GLUE approach. *Water Resour. Res.*, 32:2161–2173.
- FURUSHO, C. (2011). *Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains*. Thèse de doctorat, École Centrale de Nantes.
- FURUSHO, C., ANDRIEU, H. et CHANCIBAULT, K. (2014). Analysis of the hydrological behaviour of an urbanizing basin. *Hydrological Processes*, 28:1809–1819.
- FURUSHO, C., CHANCIBAULT, K. et ANDRIEU, H. (2013). Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers : Evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Hydrology*, 485:139 – 147.
- GALÉA, G. et PRUDHOMME, C. (1994). Modèles débit-durée-fréquence et conceptualisation d'un hydrogramme de crue synthétique : validation sur le BVRE de Draix. *Hydrol. Continent.*, 9:139–151.
- GEARY, R. C. (1954). The continuity ratio and statistical mapping. *The incorporated statistician*, 5:115–145.
- GIRONÀS, J., NIEMANN, J., ROESNER, L., RODRIGUEZ, F. et ANDRIEU, H. (2009). A morpho-climatic instantaneous unit hydrograph model for urban catchments based on the kinematic wave approximation. *Journal of Hydrology*, 377(3-4):317–334.
- GNOUMA, R. (2006). *Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron*. Thèse de doctorat, INSA, Lyon.
- GONZALES, A. L., NONNER, J., HEIJKERS, J. et UHLENBROOK, S. (2009). Comparison of different base flow separation methods in a lowland catchment. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 6(2):3483–3515.
- GOTTARDI, F. (2009). *Estimation statistique et régionanalyse des précipitations en montagne. Utilisation d'ébauches par types de temps et assimilation de données d'enneigement. Application aux grands massifs montagneux français*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- GOTTARDI, F., OBLED, C., GAILHARD, J. et PAQUET, E. (2012). Statistical reanalysis of precipitation fields based on ground network data and weather patterns : Application over french mountains. *Journal of Hydrology*, 432-433:154 – 167.
- GOURDOL, F. (2000). Identification des critères pluies-débits de déclenchement d'une chaîne d'acquisition d'indicateurs de la qualité de l'eau d'une rivière. Mémoire de D.E.A., Ecole centrale de Lyon.
- GOUTALAND, D. (2009). Programme ANR AVuPUR. Prospection géophysique par panneau électrique de trois parcelles d'un sous-bassin de l'Yzeron. Rapport technique, CETE de Lyon.
- GRANDLYON (2008). *Aménagement et eaux pluviales sur le territoire du Grand Lyon. Guide à l'usage des professionnels*.

- GRAYSON, R., MOORE, I. et MCMAHON, T. (1992). Physically based hydrologic modelling 2. Is the concept realistic? *Water Resources Research*, 28(10):2659–2666.
- GREEN, H. et AMPT, G. A. (1911). Studies on soil physics. *The Journal of Agricultural Science*, 4:1–24.
- GREGERSEN, J., GIJSBERS, P. et WESTEN, S. (2007). OpenMI : Open Modelling Interface. *Journal of Hydroinformatics*, 9:175–191.
- GROSPRÊTRE, L. (2011). *Étude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'Ouest lyonnais*. Thèse de doctorat, Faculté de Géographie, Histoire, Histoire de l'Art et Tourisme.
- GUDEFIN, L. (2013). Modélisation hydrologique spatialisée du bassin versant périurbain de la Chézine avec le modèle J2000. Mémoire de D.E.A., Mines Alès.
- GUÉRY, R. (2011). Modélisation hydrologique du bassin versant périurbain de la Chézine : application et adaptation du modèle URBS dédié au milieu urbain. Mémoire de D.E.A., Master II Planètes et Environnement, spécialité Géo-environnement, Université de Nantes.
- GUPTA, H., SOROOSHIAN, S. et YAPO, P. (1999). Status of automatic calibration for hydrologic models : Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, 4(2):135–143.
- GUPTA, H., WAGENER, T. et LIU, Y. (2008). Reconciling theory with observations : elements of a diagnostic approach to model evaluation. *Hydrological Processes*, 22(18):3802–3813.
- GUPTA, H. V., KLING, H., YILMAZ, K. K. et MARTINEZ, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria : Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1):80–91.
- GUSTAFSSON, L. (2000). Alternative drainage schemes for reduction of inflow/infiltration - prediction and follow-up of effects with the aid of an integrated sewer/aquifer model. *In 1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, pages 21–37.
- HAMEL, P., DALY, E. et FLETCHER, T. (2013). Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow : A review. *Journal of Hydrology*, 485:201 – 211.
- HAMEL, P., FLETCHER, T., WALSH, C., BERINGER, J. et PLESSIS, E. (2011). Water balance of infiltration systems in relation to their operating environment. *In 12th International Conference on Urban Drainage (ICUD)*, Porto Alegre, Brazil.
- HAN, J.-C., HUANG, G.-H., ZHANG, H., LI, Z. et LI, Y.-P. (2014). Effects of watershed subdivision level on semi-distributed hydrological simulations : case study of the SLURP model applied to the Xiangxi River watershed, China. *Hydrological Sciences Journal*, 59(1):108–125.
- HAN, W. et BURIAN, S. (2009). Determining effective impervious area for urban hydrologic modeling. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14(2):111–120.
- HARREL, R., SMITH, P., MIGLIACCIO, K., CHAUBEY, I., DOUGLAS-MANKIN, K., BENHAM, B., SHUKLA, S. et MUNOZ-CARPENA, R. and Robson, B. (2014). Evaluating, interpreting, and communicating performance of hydrologic/water quality models considering intended use : A review and recommendations. *Environmental Modelling & Software*, 57:40–51.
- HATT, B., FLETCHER, T., WALSH, C. et TAYLOR, S. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34(1):112–124.
- HAVERKAMP, R., ANGULO-JARAMILLO, R., BRAUD, I., DEBIONNE, S., DE CONDAPPA, D., GANDOLA, F., ROESSLE, S., ROSS, P., SANDER, G., VACHAUD, G., VARADO, N., VIALLET, P. et ZIN, I. (2004). POWER - Planner Oriented Watershed modelling system for Environmental Responses. Final Integrated report AgriBMPwater. Rapport technique, Project UE nn° EVK1-CT-1999-00025.
- HINGRAY, B., PICOUET, C. et MUSY, A. (2009). *Hydrologie 2. Une science pour l'ingénieur*. Presses Polytechniques

- Universitaires Romandes, Lausanne.
- HIRSCH, R., WALKER, J., DAY, J. et KALLIO, R. (1990). The influence of man on hydrologic systems. *Surface Water Hydrology*, 1:329–359.
- HOLVOET, K., VAN GRIENSVEN, A., SEUNTJENS, P. et VANROLLEGHEM, P. (2005). Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30:518–526.
- HORNBERGER, G. et SPEAR, R. (1981). An approach to the preliminary analysis of environmental systems. *J. Environ. Manage.*, 12:7–18.
- HORNER, I. (2014). Estimation des relations hauteur d'eau / débit (courbes de tarage) et quantification des incertitudes hydrométriques sur le bassin versant de l'Yzeron (ouest lyonnais). Mémoire de D.E.A., AgroCampus Ouest.
- HUTCHINSON, M. F. (1989). A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology*, 106:211–232.
- HUZA, J. (2013). Measuring soil moisture dynamics at multiple scales and understanding its response to precipitation characteristics in a small catchment in southern france. Mémoire de D.E.A., Université de Wageningen.
- IM, S., KIM, H., KIM, C. et JANG, C. (2009). Assessing the impacts of land use changes on watershed hydrology using mike she. *Environmental Geology*, 57(1):231–239.
- INDARTO, K. (2002). *Découpages spatiaux et conséquences sur le bilan hydrologique : application au bassin de l'Orb à travers une démarche de modélisation hydrologique distribuée*. Thèse de doctorat, ENGREF.
- INRA (2012). *Dictionnaire de données DoneSol version 3. Pour utilisation dans le cadre du prprogram « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols »*.
- INSAVALOR et SOGREAH (1997). *CANOE, logiciel d'hydrologie urbaine, conception et évaluation de réseaux d'assainissement, simulation des pluies, des écoulements et de la qualité des eaux, Manuel de l'utilisateur*.
- INSTITUTE OF HYDROLOGY (1980). *Low Flow Studies (1-4)*. Wallingford, UK.
- IPCC (2014). *Summary for Policymakers. In : Climate Change 2014 : Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A : Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IVANOV, V., VIVONI, E. R., BRAS, R. L. et ENTEKHABI, D. (2004). Catchment hydrologic response with a fully distributed triangulated irregular network model. *Water Resources Research*, 40(11).
- JACOBSON, C. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments : A review. *Journal of Environmental Management*, 92(6):1438–1448.
- JACQUEMINET, C., KERMADI, S., MICHEL, K., BÉAL, D., BRANGER, F., JANKOWSKY, S. et BRAUD, I. (2013). Land cover mapping using aerial and vhr satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments : application to the yzeron catchment (lyon, france). *Journal of Hydrology special issue on « Hydrology of periurban catchments : processes and modelling »*, 485:68–83.
- JAGUPILLA, S., VACCARI, D. et MISKEWITZ, R. (2014). Adjusting error calculation to account for temporal mismatch in evaluating models. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(6):1186–1193.
- JALLAIS, G. (2010). Intégration des données pluviométriques 6 minutes des stations du Grand Lyon dans la BDCLim. CContribution au projet ANR/EXTRAFLO. Rapport technique, Météo-France.
- JANKOWFSKY, S. (2011). *Understanding and modelling of hydrological processes in small peri-urban catchments using an object oriented and modular distributed approach. Application to the Chaudanne and Mercier sub-catchments (Yzeron catchment, France)*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble.
- JANKOWFSKY, S., BRANGER, F., BRAUD, I., RODRIGUEZ, F., DEBIONNE, S. et VIALLET, P. (2014). Assessing anthropogenic influence on the hydrology of small peri-urban catchments : Development of the object-oriented

- PUMMA model by integrating urban and rural hydrological models. *Journal of Hydrology*, 517:1056–1071.
- JANKOWFSKY, S., BRANGER, F. and Braud, I., GIRONAS, J. et RODRIGUEZ, F. (2013). Comparison of catchment and network delineation approaches in complex suburban environments : application to the Chaudanne catchment, France. *Hydrological Processes*, 27(25):3747–3761.
- JOANNIS, C., BELHADJ, N. et RAIMBAULT, G. (1993). Rainfall induced infiltration into sewer systems. *In 6th International Conference on Urban Storm Drainage*, pages 1988–1993, Niagara Falls, Ontario, Canada.
- JONES, J. A., SWANSON, F. J., WEMPLE, B. C. et SNYDER, K. U. (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14(1):76–85.
- KAUARK-LEITE, L. et NASCIMENTO, N. (1993). Développement, utilisation et incertitudes des modèles conceptuels en hydrologie. *In Modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes, Séminaire Eaux - Environnement n° 3*, pages 191–219, Paris.
- KENNY, F. et MATTHEWS, B. (2005). A methodology for aligning raster flow direction data with photogrammetrically mapped hydrology. *Computers & Geosciences*, 31(6):768 – 779.
- KERMADI, S., BRAUD, I., JACQUEMINET, C., BRANGER, F., RENARD, F. et MICHEL, K. (2012). Quels liens entre climatologie, occupation des sols et inondations dans le bassin versant de l’yzeron (ouest lyonnais) ? apport de l’analyse conjointe de données hydroclimatiques et d’images satellitaires très haute résolution. *Climatologie*, 9:83–107.
- KERMADI, S., BRAUD, I., JACQUEMINET, C., MICHEL, K. et BRANGER, F. (2011). évolution de la pluviométrie dans le bassin péri-urbain de l’yzeron (ouest lyonnais) depuis les années 1970 et caractérisation de l’imperméabilisation. *In XXIVème Colloque de l’Association Internationale de Climatologie*, page 6, Rovereto, Italie.
- KHAN, U., TUTEJA, K. et SHARMA, A. (2013). Delineating hydrologic response units in large upland catchments and its evaluation using soil moisture simulations. *Environmental Modelling & Software*, 46(0):142 – 154.
- KIM, H., JANG, C. et NOH, S. (2012). Development and application of the catchment hydrologic cycle assessment tool considering urbanization (i) - model development. *Journal of Korea Water Resources Association*, 45(2): 203–215.
- KOHONEN, T. (2001). *Self-Organizing Maps*. Springer.
- KRALISCH, S. (2012). Integrated modelling with the jena adaptable modelling system (jams). *In Modelling Workshop*, Cemagref, Lyon.
- KRALISCH, S., KRAUSE, P., FINK, M., FISCHER, C. et FLUGEL, W.-A. (2007). Component based environmental modelling using the JAMS framework. *In MODSIM07 - Land, Water and Environmental Management : Integrated Systems for Sustainability, Proceedings*, pages 812–818.
- KRAUSE, P. (2002). Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the {J2000} model. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27:663 – 673.
- KRAUSE, P., BASE, F., BENDE-MICHL, U., FINK, M., FLUGEL, W. et PFENNIG, B. (2006). Multiscale investigations in a mesoscale catchment - hydrological modelling in the Gera catchment. *Adv. Geosci.*, 9:53–61.
- KRAUSE, P., BOYLE, D. et BASE, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5(5):89–97.
- KRAUSE, P. et HANISCH, S. (2009). Simulation and analysis of the impact of projected climate change on the spatially distributed waterbalance in Thuringia, Germany. *Advances in Geosciences*, 21:33–48.
- LABBAS, M. (2011). Impacts de la caractérisation de l’occupation des sols par différentes sources sur la simulation des processus hydrologiques : application au bassin de l’Yzeron. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech, Engref.
- LAENEN, A. (1983). Storm runoff as related to urbanization based on data collected in salem, and portland, and generalized for the willamette valley, oregon. usgs water-resources investigations report 83-4143. Rapport technique, USGS.

- LAFAYASSE, M., HINGRAY, B., ETCHEVERS, P., MARTIN, E. et OBLED, C. (2011). Influence of spatial discretization, underground water storage and glacier melt on a physically-based hydrological model of the upper durance river basin. *Journal of Hydrology*, 403:116–129.
- LAGOUY, M. (2012). Recueil de données météorologiques sur le bassin versant de l'yzeron. années 20112-012. Rapport technique, Irstea.
- LE COZ, J., BONNIFAIT, L., LE BOURSICAUD, R., RENARD, B. et BRANGER, F. (2013). Guide pratique de la méthode BaRatin pour l'analyse des courbes de tarage et de leurs incertitudes. Version 1.0 du 03/04/2013. Rapport technique, Irstea.
- LE COZ, J., RENARD, B., BONNIFAIT, L., BRANGER, F. et LE BOURSICAUD, R. (2014). Combining hydraulic knowledge and uncertain gaugings in the estimation of hydrometric rating curves : A bayesian approach. *Journal of Hydrology*, 509:573 – 587.
- LE DELLIOU, A.-L. (2009). *Rôle des interactions entre les réseaux d'assainissement et les eaux souterraines dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu urbanisé. Approche expérimental et modélisations*. Thèse de doctorat, École Centrale de Nantes.
- LE MOIGNE, P. (2002). Description de l'analyse des champs de surface sur la France par le système Safran. Rapport technique, Note de centre GMME, Météo-France.
- LEAVESLEY, G. et STANNARD, L. (1995). *Computer Models of Watershed Hydrology*, chapitre The precipitation-runoff modeling system - PRMS, pages 281–310. Water Resources Publications : Highlands Ranch, CO.
- LEBLOIS, E. et CREUTIN, J. (2013). Space-time simulation of intermittent rainfall with prescribed advection field : Adaptation of the turning band method. *Water Resources Research*, 49(6):3375–3387.
- LEBLOIS, E. et JEANPIERRE, A. (2011). Description stochastique des pluies et applications à des pluies de la région lyonnaise. In *Journées de Climatologie de la commission climat et société de la société géographique de France*, page 10, Lyon.
- LEE, J. et HEANEY, J. (2003). Estimation of urban imperviousness and its impact on storm water systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(5):419–426.
- LEGATES, D. R. et McCABE, G. J. (1999). Evaluating the use of a « goodness-of-fit » measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1):233–241.
- LEOPOLD, L. (1968). *Hydrology for urban landplanning - A guidebook on the hydrologic effects of urban land use*. U.S. Geological Survey Circular 554.
- LEPIOUFLE, J. (2009). *Modélisation spatio-temporelle d'un champ de pluie. Application aux pluies journalières du bassin versant de la Loire*. Thèse de doctorat, Institut Nationale Polytechnique de Grenoble.
- LHOMME, J., BOUVIER, C. et PERRIN, J. (2004). Applying a gis-based geomorphological routing model in urban catchments. *Journal of Hydrology*, 299:203–216.
- LIU, Y., GEBREMESKEL, S. and De Smedt, F., HOFFMANN, L. et PFISTER, L. (2006). Predicting storm runoff from different land-use classes using a geographical information system-based distributed model. *Hydrological Processes*, 20(3):533–548.
- LVOVICH, M. (1972). Hydrologic budget of continents and estimate of the balance of global fresh water resources. *Sov. Hydrol.*, 4.
- LYNE, V. et HOLLICK, M. (1979). Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling. In *Hydrology and Water Resources Symposium*, pages 89–92, Perth, Inst. of Engrs. Australia.
- MACQUEEN, J. (1967). Some methods for classification and analysis of multivariate observations. In *Proceedings of 5-th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, pages 281–297, Berkeley, University of California.
- MAGAND, C. (2014). *Influence de la représentation des processus niveaux sur l'hydrologie de la Durance et sa réponse au changement climatique*. Thèse de doctorat, Université Paris VI.

- MAGAND, C., DUCHARNE, A., LE MOINE, N. et GASCOIN, S. (2014). Introducing hysteresis in snow depletion curves to improve the water budget of a land surface model in an alpine catchment. *Journal of Hydrometeorology*, 15:631–649.
- MAIDMENT, D. (1996). GIS and hydrologic modeling - an assessment of progress. *In The Third International Conference on GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, New Mexico.
- MANUS, C. (2007). Analyse de la variabilité de la réponse hydrologique à la variabilité des caractéristiques des sols en région Cévennes-Vivarais. Mémoire de D.E.A., Institut National Polytechnique de Grenoble, Grenoble, France.
- MANUS, C., ANQUETIN, S., BRAUD, I., VANDERVAERE, J.-P., CREUTIN, J.-D., VIALLET, P. et GAUME, E. (2009). A modeling approach to assess the hydrological response of small mediterranean catchments to the variability of soil characteristics in a context of extreme events. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(2):79–97.
- MARSALECK, J., ROUSSEAU, D., VAN DER STEEN, P., BOURGUES, S. et FRANCEY, M. (2007). *Aquatic habitats in sustainable urban water management*, chapitre Ecosensitive approaches to managing urban aquatic habitats and their integration with urban infrastructure, pages 43–69. Taylor and Francis.
- MASSON, V., CHAMPEAUX, J.-L., CHAUVIN, F., MERIGUET, C. et LACAZE, R. (2003). A global database of land surface parameters at 1-km resolution in meteorological and climate models. *Journal of Climate*, 16(9):1261–1282.
- MATHERON, G. (1973). The intrinsic random functions and their applications. *Advances in Applied Probability*, 5(3):439–468.
- MATHEVET, T., MICHEL, C., ANDRÉASSIAN, V. et PERRIN, C. (2006). *Large Sample Basin Experiments for Hydrological Model Parameterization : Results of the Model Parameter Experiment MOPEX*, chapitre A bounded version of the Nash-Sutcliffe criterion for better model assessment on large sets of basins, pages 211–219. IAHS Publ. 307.
- MATTEO, M., RANDHIR, T. et BLONIARZ, D. (2006). Watershed-scale impacts of forest buffers on water quality and runoff in urbanizing environment. *Journal of the American Water Resources Association*, 132:142–152.
- MEJIA, A. I. et MOGLEN, G. E. (2010). Spatial distribution of imperviousness and the space-time variability of rainfall, runoff generation, and routing. *Water Resources Research*, 46:W07509.
- MERWADE, V. (2012). Watershed and stream network delineation using ArcHydro Tools. Rapport technique, School of Civil Engineering, Purdue University.
- MICHEL, C. (2009). Exploitation des données de deux sous-bassins versants de l'Yzeron : la Chaudanne et le Mercier. Analyse des données 1997-2008. Mémoire de D.E.A., Université des Sciences et Techniques du Languedoc.
- MILLER, J. D., HYEONJUN, K., KJELDSSEN, T. R., PACKMAN, J., GREBBY, S. et DEARDEN, R. (2014). Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*, 515:59–70.
- MILLER, S. N., KEPNER, W. G., MEHAFFEY, M. H., HERNANDEZ, M., MILLER, R. C., GOODRICH, D. C., DEVONALD, K. K., HEGGEM, D. T. et MILLER, W. P. (2002). Integrating landscape assessment and hydrologic modeling for land cover change analysis. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(4):915–929.
- MITCHELL, V. et DIAPER, C. (2006). Simulating the urban water and contaminant cycle. *Environmental Modelling & Software*, 21:129–134.
- MORENA, F. (2004). *Modélisation hydrologique distribuée en milieu urbanisé. Représentation des processus de production et développement du modèle URBS*. Thèse de doctorat, LCPC, Nantes.
- MORIASI, D. N., ARNOLD, J. G., VAN LIEW, M. W., BINGNER, R. L., HARMEL, R. D. et VEITH, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(2):885–900.

- MORRIS, M. (1991). Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*, 33:161–174.
- MORVAN, X., BRUAND, A., COUSIN, I., ROQUE, J. et BARAN, N. and Mouvet, C. (2004). Prédiction des propriétés de rétention en eau des sols d'un bassin versant à l'aide de fonctions de pédotransfert : influence de la densité apparente et de la teneur en éléments grossiers. *Etude et Gestion des Sols*, 11:117–135.
- MOUSSA, R. (2008a). Effect of channel network topology, basin segmentation and rainfall spatial distribution on the geomorphologic instantaneous unit hydrograph transfer function. *Hydrological Processes*, 22(3):395–419.
- MOUSSA, R. (2008b). What controls the width function shape, and can it be used for channel network comparison and regionalization? *Water Resources Research*, 44(8).
- MOUSSA, R. et VOLTZ, M. Andrieux, P. (2002). Effects of spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16(2):393–412.
- MUSY, A. (Révisé en Février 2005, consulté le 10 février 2012). Cours d'hydrologie générale. <http://echo2.epfl.ch/e-drologie/>.
- MUSY, A. et SOUTTER, M. (1991). *Physique du sol*. Presses polytechniques et universitaires romandes.
- NASH, J. et STUTCLIFFE (1970). River flow forecasting through conceptual models - Part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3):282–290.
- NATHAN, R. J. et MCMAHON, T. A. (1990). Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses. *Water Resources Research*, 26(7):1465–1473.
- NAVRATIL, O., BREIL, P., SCHMITT, L., GROSPRÊTRE et ALBERT, M. (2013). Hydrogeomorphic adjustments of stream channels disturbed by urban runoff (Yzeron River basin, France). *Journal of Hydrology*, 485:24 – 36.
- NEPAL, S., KRAUSE, P., FLUGEL, W.-A., FINK, M. et FISCHER, C. (2014). Understanding the hydrological system dynamics of a glaciated alpine catchment in the Himalayan region using the J2000 hydrological model. *Hydrological Processes*, 28(3):1329–1344.
- NIEHOFF, D. (2002). Modellierung des einflusses der landnutzung auf die hochwasserentstehung in der mesoskala. Rapport technique, Brandenburgische Umweltberichte 11.
- NIEHOFF, D., FRITSCH, U. et BRONSTERT, A. (2002). Land-use impacts on storm-runoff generation : Scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in sw-germany. *Journal of Hydrology*, 267(1-2):80–93.
- NIRUPAMA, N. et SIMONOVIC, S. P. (2007). Increase of flood risk due to urbanisation : A Canadian example. *Natural Hazards*, 40(1):25–41.
- OBLED, C., ZIN, I. et HINGRAY, B. (2009). Choix des pas de temps et d'espace pour des modélisations parcimonieuses en hydrologie des crues. *La Houille Blanche*, (5):81–87.
- O'CALLAGHAN, J. et MARK, D. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28:328–344.
- O'LOUGHLIN, G., HUBER, W. et CHOCAT, B. (1996). Rainfall-runoff processes and modelling. *Journal of Hydraulic Research*, 34(6):733–751.
- OTT, B. et UHLENBROOK, S. (2004). Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale using a process-oriented catchment model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(1):62–78.
- PAUDEL, M., NELSON, E. J., DOWNER, C. W. et HOTCHKISS, R. (2011). Comparing the capability of distributed and lumped hydrologic models for analyzing the effects of land use change. *Journal of Hydroinformatics*, 13(3):461–473.
- PFANNERSTILL, M., GUSE, B. et FOHRER, N. (2014). Smart low flow signature metrics for an improved overall performance evaluation of hydrological models. *Journal of Hydrology*, 510:447–458.
- PITEIRA GOMES, M. (2013). Application d'un modèle hydrologique urbain au bassin versant périurbain de la

- Chézine. Mémoire de D.E.A., Master II Computational Mechanics (Erasmus Mundus), Ecole centrale de Nantes.
- PRASKIEVICZ, S. et CHANG, H. (2009). A review of hydrological modelling of basin-scale climate change and urban development impacts. *Progress in Physical Geography*, 33(5):650–671.
- PUSHPALATHA, R., CHARLES, P., LE MOINE, N. et ANDRÉASSIAN, V. (2012). A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology*, 420-421(0):171 – 182.
- QUINTANA-SEGUI, P., LE MOIGNE, P., DURAND, Y., MARTIN, E., HABETS, F., BAILLON, M., CANELLAS, C., FRANCHISTEGUY, L. et MOREL, S. (2008). Analysis of near-surface atmospheric variables : validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47:92–107.
- RADOJEVIC, B. (2002). *Méthode d'évaluation de l'influence urbaine sur le régime des crues d'un bassin versant de 130 km²*. Thèse de doctorat, INSA, Lyon.
- RADOJEVIC, B., BREIL, P. et CHOCHAT, B. (2010). Assessing impact of global change on flood regimes. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 2(2):167–179.
- RAMOS, M. (2002). *Analyse de la pluviométrie sous des systèmes nuageux convectifs. Étude de cas sur des données de la ville de Marseille et de la méthode ISIS de Météo-France*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier.
- RAWLS, W. J. et BRAKENSIEK, D. L. (1985). Prediction of soil water properties for hydrologic modeling. In *Symposium on Watershed Management in the Eighties*, E. B. Jones and T. J. Ward, Eds, pages 293–299, New York, NY, USA.
- REFSGAARD, J. C. (1997). Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 198(1-4):69–97.
- REFSGAARD, J. C. et KNUDSEN, J. (1996). Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models. *Water Resources Research*, 32(7):2189–2202.
- REGGIANI, P., SIVAPALAN, M. et HASSANIZADEH, S. (1998). A unifying framework for watershed thermodynamics : balance equations for mass, momentum, energy and entropy, and the second law of thermodynamics. *Advances in Water Resources*, 22(4):367–598.
- RENARD, B., KAVETSKI, D., LEBLOIS, E., THYER, M., KUCZERA, G. et FRANKS, S. W. (2011). Toward a reliable decomposition of predictive uncertainty in hydrological modeling : Characterizing rainfall errors using conditional simulation. *Water Resources Research*, 47(11).
- RICHTER, B. D., BAUMGARTNER, J. V., POWELL, J. et BRAUN, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4):1163–1174.
- RISSONS, M. (1995). *Incidence de la complexité du milieu physique et des lois de comportement sur la réponse hydrologique d'un bassin versant. Modèle de représentation et de dynamique. Application au bassin de la Peyne*. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Techniques, Montpellier II.
- RITTER, A. et MUÑOZ-CARPENA, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models : Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480:33–45.
- ROCHE, N. (1999). étude climatique plus précise concernant la haute vallée de l'yzeron, lyon (france). Mémoire de D.E.A., Université Jean Moulin Lyon III.
- RODRIGUEZ, F. (1999). *Interêt des banques de données urbaines pour l'hydrologie. Détermination des fonctions de transfert de bassins versants urbains*. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Grenoble.
- RODRIGUEZ, F., ANDRIEU, H. et MORENA, F. (2008). A distributed hydrological model for urbanized areas - model development and application to case studies. *Journal of Hydrology*, 351(3-4):268–287.
- RODRIGUEZ, F., BOCHER, E. et CHANCIBAULT, K. (2013). Terrain representation impact on periurban catchment morphological properties. *Journal of Hydrology*, 485:54 – 67.
- RODRÍGUEZ, R., P.M, G., RIJAL, G. et C.P., G. (2012). The impact of combined sewage overflows on the viral

- contamination of receiving waters. *Food Environ Virol*, 4(1):34–40.
- ROMANOWICZ, R. (2010). An application of a log-transformed low-flow (LTLF) model to baseflow separation. *Hydrol. Sciences Journal*, 55(6):952–964.
- ROSE, S. et PETERS, N. E. (2001). Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA) : a comparative hydrological approach. *Hydrological Processes*, 15(8):1441–1457.
- ROSSMAN, L. (2010). Storm water management model User’s Manual Version 5.0, Report No. EPA/600/R-05/040. Rapport technique, U.S. EPA National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH. http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/wq/models/swmm/epaswmm5_user_manual.pdf accessed 8 June 2011.
- ROY, A., WENGER, S. J., FLETCHER, T. D., WALSH, C. J., LADSON, A. R., SHUSTER, W. D., THURSTON, H. W. et BROWN, R. R. (2008). Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management : lessons from Australia and the United States. *Environmental Management*, 42(2):344–359.
- SAGYRC (2001). Contrat de rivière yzeron vif 2001-2007. Rapport technique, Syndicat d’Aménagement et de Gestion de l’Yzeron, du Ratier et du Charbonnières.
- SAHOO, S. N. et SREEJA, P. (2014). A methodology for determining runoff based on imperviousness in an ungauged peri-urban catchment. *Urban Water Journal*, 11(1):42–54.
- SALTELLI, A., CHAN, K. et SCOTT, E. (2000). *Sensitivity Analysis*. Wiley, New York.
- SALTELLI, A., RATTO, M., TARANTOLA, S. et CAMPOLONGO, F. (2006). Sensitivity analysis practices : Strategies for model-based inference. *Reliability Engineering & System Safety*, 91(10-11):1109 – 1125.
- SANTO DOMINGO, N., REFSGAARD, A., MARK, O. et PALUDAN, B. (2010). Flood analysis in mixedurban areas reflecting interactions with the complete water cycle through coupled hydrologic-hydraulic modelling. *Water Science and Technology*, 62:1386–1392.
- SANTRA, P., DAS, B. et CHAKRAVARTY, D. (2011). Delineation of hydrologically similar unit in a watershed based on fuzzy classification of soil hydraulic properties. *Hydrological Processes*, 25:64–79.
- SAUQUET, E. (2014). Rapport scientifique final du projet Projet R²D² 2050. Risque, Ressource en eau et gestion Durable de la Durance en 2050. Rapport technique.
- SCHMITT, L., MAIRE, G., NOBELIS, P. et HUMBERT, J. (2007). Quantitative morphodynamic typology of rivers : a methodological study based on the French Upper Rhone basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(11):1726–1746.
- SCHMITT, L., VALETTE, L., VALIN, K., PIEGAY, H. et HALLOT, E. (2004). Proposition d’une méthode de typologie hydro-géomorphologique des cours d’eau et test sur un sous-bassin du Rhône (bassin de l’Yzeron). In *Mosella, XXIX (3-4)*, pages 323–340, Metz, France.
- SCHULLA, J. . (2012). Model Description WaSiM-ETH. Rapport technique, Hydrology Software Consulting.
- SCHULLA, J. (1997). *Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen*. Zürcher Geographische Schriften, Heft.
- SEMADENI-DAVIES, A., HERNEBRING, C., SVENSSON, G. et GUSTAFSSON, L.-G. (2008). The impacts of climate change and urbanisation on drainage in helsingborg, sweden : Suburban stormwater. *Journal of Hydrology*, 350(1-2):114–125.
- SHEEDER, S. A., ROSS, J. D. et CARLSON, T. N. (2002). Dual urban and rural hydrograph signals in three small watersheds. *Journal Of The American Water Resources Association*, 38(4):1027–1040.
- SHERLOCK, M., MCDONNELL, J., CURRY, D. et ZUMBUHL, A. (2002). Physical controls on septic leachate movement in the vadose zone at the hillslope scale, putnam county, new york, usa. *Hydrological Processes*, 16(13):2559–2575.
- SHUSTER, W. D., BONTA, J., THURSTON, H., WARNEMUENDE, E. et SMITH, D. R. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology : A review. *Urban Water Journal*, 2(4):263–275.

- SIAHVY (2006). Schéma directeur d'assainissement du siahvy. Rapport technique, Syndicat d'Assainissement de la Haute Vallée de l'Yzeron.
- SIAHVY (2011). Manuel d'autosurveillance pour les ouvrages de collecte. Rapport technique.
- SIMMONS, D. L. et REYNOLDS, R. (1982). Effects of urbanization on base flow of selected south-shore streams, Long Island, New-York. *Journal of the American Water Resources Association*, 18(5):797–805.
- SINGH, J., KNAPP, H., ARNOLD, J. et DEMISSIE, M. (2005). Hydrological modeling of the iroquois river watershed using HSPF and SWAT1. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(2):343–360.
- SINGH, V. et WOOLISHER, D. (2002). Mathematical modeling of watershed hydrology. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(4):270–292.
- SINGH, V. P. (1995). *Computer models of watershed hydrology*, chapitre Watershed modeling, pages 1–22. Water Resources Publications.
- SLONECKER, E. T., JENNINGS, D. B. et GAROFALO, D. (2001). Remote sensing of impervious surfaces : A review. *Remote Sensing Reviews*, 20(3):227–255.
- SMAKHTIN, V. (2001). Low flow hydrology : a review. *Journal of Hydrology*, 240(3-4):147–186.
- SOBOL, I. (2001). Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation*, 55(1-3):271 – 280.
- SOGREAH et INSAVALOR (2005). Manuel d'utilisation de CANOE. Rapport technique.
- SOKAL, R. et SNEATH, P. (1963). *Principles of numerical taxonomy*. Freeman, San Francisco.
- SUTHERLAND, R. C. (1995). Methods for estimating the effective impervious area of urban watersheds. technical note n° 58. *Watershed Protection Techniques*, 2(1):282–284.
- TALLAKSEN, L. et VAN LANEN, H. (2004). *Hydrological Drought - Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater*. Developments in Water Sciences 48, Elsevier B.V.
- TANG, Y., REED, P., WAGENER, T. et VANWERKHOVEN, K. (2007). Comparing sensitivity analysis methods to advance lumped watershed model identification and evaluation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11:793–817.
- TILMANT, F. (2012). Extraction des données de la réanalyse SAFRAN de Météo-France, mise en place d'un décalage des séries de données, création de fichiers climatiques et calcul d'une évapotranspiration de référence au pas de temps horaire spatialisée pour la modélisation hydrologique. Rapport technique, Irstea, Lyon-Villeurbanne.
- TILMANT, F. et BRAUD, I. (2012). Analyse de la base de données sol Référentiel Régional Pédologique PACA. Les différentes étapes réalisées. Note de travail du projet R²D² 2050. Rapport technique, Irstea Lyon Villeurbanne.
- TILMANT, F., CIPRIANI, T., BRANGER, F., SAUQUET, E., BRAUD, I., LEBLOIS, E. et GOUTTEVIN, I. (2013). Modélisation hydrologique distribuée du rhône. Rapport technique, Irstea Lyon Villeurbanne.
- TURNER, B., SKOLE, D., SANDERSON, S., FISCHER, G., FRESCO, L. et LEEMANS, R. (1995). *Land-Use and Land-Cover Change : Science/Research Plan*. IGBP/HDP.
- UNITED NATIONS (2014). World urbanization prospects : The 2014 revision, highlights (st/esa/ser.a/352). Rapport technique, department of Economic and Social Affaires, Population Division.
- VALEO, C. et MOIN, M. (2000). Grid-resolution effects on a model for integrating urban and rural areas. *Hydrological Processes*, 14:2505–2525.
- VALETTE, L. (2004). Typologie hydro-géomorphologique naturelle des cours d'eau du bassin versant de l'Yzeron. Mémoire de D.E.A., Université Lyon 2.
- VANNIER, O. et BRAUD, I. (2012). Calcul d'une évapotranspiration de référence spatialisée pour la modélisation hydrologique à partir des données de la réanalyse safran de météo-france. Rapport technique, Université de Grenoble, LTHE Grenoble and Irstea Lyon-Villeurbanne UR HHLY.

- VANNIER, O., BRAUD, I. et ANQUETIN, S. (2013). Regional estimation of catchment-scale soil properties by means of streamflow recession analysis for use in distributed hydrological models. *Hydrological Processes*.
- VAZQUEZ, J., ZUG, M., PHAN, L. et ZOBRIST, C. (2006). Guide technique sur le fonctionnement des déversoirs d'orage. Rapport technique, Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau potable (FNDAE).
- VERTESSY, R., 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., SAÂDI, 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*, Nice, France.
- VIDAL, J., MARTIN, E., FRANCHISTEGUY, L., BAILLON, M. et SOUBEYROUX, J. (2010). A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the SAFRAN system International. *International Journal of Climatology*, 30(11):1627–1644.
- VILLARREAL, M. L., NORMAN, L. M., WALLACE, C. S. A. et van RIPER III, C. (2011). A multitemporal (1979–2009) land-use/land-cover dataset of the binational santa cruz watershed, open-file report 2011-113-. Rapport technique, US Geological Survey, Reston, Virginia.
- VREBOS, D., VANSTEENKISTE, T., STAES, J., WILLEMS, P. et MEIRE, P. (2014). Water displacement by sewer infrastructure in the Grote Nete catchment, Belgium, and its hydrological regime effects. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(3):1119–1136.
- WAGENER, T. (2003). Evaluation of catchment models. *Hydrological Processes*, 17(16):3375–3378.
- WAGNER, P. D., KUMAR, S. et SCHNEIDER, K. (2013). An assessment of land use change impacts on the water resources of the Mula and Mutha Rivers catchment upstream of Pune, India. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(6):2233–2246.
- WALSH, C. J., FLETCHER, T. D. et LADSON, A. R. (2005). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems : looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):690–705.
- WEGEHENKEL, M., HEINRICH, U., UHLEMANN, S., DUNGER, V. et MATSCHULLAT, J. (2006). The impact of different spatial land cover data sets on the outputs of a hydrological model - a modelling exercise in the Ucker catchment, North-East Germany. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 31(17):1075 – 1088.
- WIJESEKARA, G., GUPTA, A., VALEO, C., HASBANI, J.-G., QIAO, Y., DELANEY, P. et MARCEAU, D. (2012). Assessing the impact of future land-use changes on hydrological processes in the elbow river watershed in southern alberta, canada. *Journal of Hydrology*, 412-413:220 – 232.
- WILLEMS, P. (2009). A time series tool to support the multi-criteria performance evaluation of rainfall runoff models. *Environmental Modelling and Software*, 24(3):311–321.
- WILLMOTT, C. J., ROBESON, S. M. et MATSUURA, K. (2012). A refined index of model performance. *International Journal of Climatology*, 32(13):2088–2094.
- WONG, T., FLETCHER, T., DUNCAN, H., COLEMAN, J. et JENKINS, G. (2002). A model for urban stormwater improvement conceptualisation. In *International Environmental Modelling and Software Society Conference, Lugano, Switzerland*.
- WOOLISHER, D., SMITH, R. et GOODRICH, D. (1990). KINEROS : A Kinematic Runoff and Erosion Model : Documentation and User Manual, ARS-77. Rapport technique, U.S. Department of Agriculture-Agricultural Research Service : Fort Collins, CO.
- YANG, G., BOWLING, L. C., CHERKAUER, K. A., PIJANOWSKI, B. C. et NIYOGI, D. (2010). Hydroclimatic response of watersheds to urban intensity : An observational and modeling-based analysis for the white river basin, indiana. *Journal of Hydrometeorology*, 11(1):122–138.
- YOUNG, R., ONSTAD, C. et BOSCH, D. (1989). AGNPS : A nonpoint source pollution model for evaluating

- agricultural watersheds. *Journal of Soil Water Conservation*, 44:168–173.
- ZEHE, E., LEE, H. et SIVAPALAN, M. (2006). Dynamical process upscaling for deriving catchment scale state variables and constitutive relations for meso-scale process models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(6):981–996.
- ZHANG, Y. et SHUSTER, W. (2014). Impacts of spatial distribution of impervious areas on runoff response of hillslope catchments : Simulation study. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(6):1089–1100.
- ZHOU, F., YOUNG, X., YING, C., XU, C.-Y., YUQIN, G. et JINKANG, D. (2013). Hydrological response to urbanization at different spatio-temporal scales simulated by coupling of CLUE-S and the SWAT model in the yangtze river delta region. *Journal of Hydrology*, 485:113–125. Hydrology of peri-urban catchments : processes and modelling.